

P. 3835

ISSN 0395-7217

Décembre 1986
Trimestriel

fascicule

4

BULLETIN

D'ÉCOLOGIE

SOCIÉTÉ D'ÉCOLOGIE

(reconnue d'utilité publique par décret du 31 mars 1976)

Bureau pour l'année 1986 :

Président : M. LAMOTTE, Laboratoire de Zoologie, Ecole Normale Supérieure, 46, rue d'Ulm, 75231 Paris Cedex 05.

Vice-Présidents : Z. MASSOUD, Laboratoire d'Écologie Générale, Muséum National d'Histoire Naturelle, 4, avenue du Petit Château, 91800 BRUNOY.

P. LOSSAINT, CNRS, CEPE Louis Emberger, route de Mende, B.P. 5051, 34033 Montpellier Cedex.

Présidents honoraires : G. LEMEE, P. GRISON, J.A. RIOUX, CL. DELAMARE-DEBOUTTEVILLE, P. PESSON, G. RICOU.

Secrétaire Général : P. BLANDIN, Laboratoire de Zoologie, Ecole Normale Supérieure, 46, rue d'Ulm, 75230 Paris Cedex 05.

Secrétaire Générale adjoint : Mme C. JEANSON, Laboratoire d'Écologie Générale, 4, avenue du Petit Château, 91800 BRUNOY.

Trésorier : F. DE BEAUFORT, Secrétariat Faune-Flore, 57, rue Cuvier, 75231 Paris Cedex 05.

Trésorier adjoint : R. GUYETANT, Laboratoire d'Écologie Animale, Faculté des Sciences, La Bouloie, 25030 Besançon Cedex.

Bulletin d'Écologie :

Directeur de la Publication : Secrétaire Général

Fabrication du Bulletin : R. DAJOZ, Laboratoire d'Écologie Générale, 4, avenue du Petit Château, 91800 BRUNOY.

Conseil pour l'année 1986 :

BARBAULT R., Laboratoire de Zoologie, Ecole Normale Supérieure, 46, rue d'Ulm, 75230 Paris Cedex 05.

de BEAUFORT F. (adresse ci-dessus).

BELLAN G., Station Marine d'Endoume, CNRS, rue Batteries des Lions, 13007 Marseille.

BLANDIN P. (adresse ci-dessus).

BOUDOURESQUE C., Laboratoire de Biologie Végétale, UER des Sciences de la Mer et de L'Environnement, Luminy — 70, route de Léon Lachamp, 13288 Marseille Cedex 2.

BOURNAUD M., Département de Biologie Animale et Écologie, Université Claude Bernard, 43, boulevard du 11 Novembre 1918, 69622 Villeurbanne Cedex.

CARBIENER R., Botanique et Cryptogamie, UER des Sciences Pharmaceutiques, Université Louis Pasteur, B.P. 10, 67048 Strasbourg Cedex.

CORRE J.J., Laboratoire de Systématique et de Géobotanique méditerranéennes, Institut de Botanique, 163, rue Auguste Broussonnet, 34060 Montpellier Cedex.

DELPECH R., 1, rue Henriette, 92140 Clamart.

ELKAÏM B., Laboratoire d'Hydrobiologie, 12, rue Cuvier, 75005 PARIS.

EUZET L., Laboratoire de Parasitologie Comparée, Université des Sciences et Techniques du Languedoc, place Eugène Bataillon, 34060 Montpellier Cedex.

GILOT B., Laboratoire de Biologie Végétale, Université Scientifique et Médicale de Grenoble, B.P. 53, 38041 Grenoble Cedex.

GIRARD C., Botanique-Ecologie Végétale, Institut National Agronomique, 78850 Thiverval-Grignon.

GRENOT C., Laboratoire de Zoologie, Ecole Normale Supérieure, 46, rue d'Ulm, 75230 Paris Cedex

GUYETANT R. (adresse ci-dessus).

JEANSON C. (adresse ci-dessus).

LAMOTTE M. (adresse ci-dessus).

LEBRETON P., Département de Biologie Végétale, Laboratoire de Phytochimie (Systématique et Écologie), Université Claude Bernard, 43, boulevard du 11 Novembre 1918, 69622 Villeurbanne Cedex.

LEGAY J.M., Département de Biologie Générale et Appliquée, Laboratoire de Biométrie, Université Claude Bernard, 43, boulevard du 11 Novembre, 69622 Villeurbanne Cedex.

LEVIEUX J., Station de Zoologie Forestière de l'INRA, Ardon, 45160 Olivet.

LOSSAINT P. (adresse ci-dessus).

MASSOUD Z. (adresse ci-dessus).

PERTHUISOT J.P., Laboratoire de Biogéologie et de Bios-tratigraphie ; Institut des Sciences de la Nature, Université de Nantes, 2, rue de la Boussinière, 44072 Nantes.

RAPP M., CEPE Louis Emberger, route de Mende, B.P. 5051, 34033 Montpellier cedex.

TESTARD P., Laboratoire de Zoologie, Ecole Normale Supérieure, 46, rue d'Ulm, 75230 Paris Cedex 05.

TOUFFET J., Laboratoire d'Écologie Végétale, Complexe scientifique de Beaulieu, 35042 Rennes Cedex.

Décembre 1986
Trimestriel

fascicule 4

BIOINDICATEURS ET DIAGNOSTIC
DES SYSTÈMES ÉCOLOGIQUES

Patrick BLANDIN

Ingénieur Biologiste de l'Environnement

Centre National de la Recherche Scientifique

UMR 113 - Écologie et Évolution des Populations

BULLETIN D'ÉCOLOGIE

avec la collaboration de
Anne MULLON et Laure NATAF
documentalistes scientifiques



SOCIÉTÉ D'ÉCOLOGIE

Reconnue d'utilité publique par décret du 31 mars 1976

SECRÉTARIAT GÉNÉRAL

C/O Secrétariat «Faune Flore»

57, rue Cuvier, 75231 PARIS Cedex 05

Tél. 336.54.32

Bibliothèque Centrale Muséum



33001003617156

SOMMAIRE

BIOINDICATEURS ET DIAGNOSTIC DES SYSTÈMES ÉCOLOGIQUES

par

Patrick BLANDIN

Station Biologique de Foljuif
École Normale Supérieure
77140 SAINT-PIERRE-LÈS-NEMOURS

avec la collaboration de

Annie MOLLON et Line NATAF
Documentalistes scientifiques

Chapitre IV. — INTRODUCTION DES ÉCOSYSTÈMES
Travail réalisé dans le cadre des activités de l'association
«Atelier vert de la forêt de Fontainebleau»

Contrat du Ministère de l'Environnement N° 82 160 : «Synthèse et évaluation des recherches sur la mise au point d'indicateurs biologiques permettant de caractériser l'état et les transformations des écosystèmes».

SOMMAIRE

Avant-Propos	215
Chapitre I. — PRÉSENTATION GÉNÉRALE DES CONCEPTS ET DES RECHERCHES	
I — Gestion écologique de l'espace et bioévaluation	217
II — Bioévaluation : approche épistémologique	218
III — Vue d'ensemble sur les procédures de bioévaluation	222
IV — Indicateurs biologiques, espèces indicatrices, indicateurs écologiques, indices biotiques	223
V — La recherche en bioévaluation	225
Références	230
Chapitre II. — BIOESSAIS ET BIOÉVALUATION	
I — Des tests de toxicité à la surveillance	233
A — Aspects généraux	233
B — Quelques exemples de procédures	236
C — Discussion	238
II — Analyse critique de l'utilisation des bioessais	240
A — L'antinomie standardisation-représentativité	240
B — La définition des réponses	241
Conclusions	241
Références	242
Chapitre III. — BIOACCUMULATEURS ET BIOÉVALUATION	
I — Vue d'ensemble	245
A — Milieux terrestres	245
B — Eaux continentales	246
C — Milieux marins	247
II — Analyse critique	247
A — La bioaccumulation, un phénomène complexe	247
B — Fiabilité et signification des résultats	249
Conclusions	251
Références	251
Chapitre IV. — INDICATEURS ÉCOLOGIQUES ET BIOÉVALUATION DES ÉCOSYSTÈMES	
I — Bioévaluation de la qualité des eaux continentales	257
A — Panorama des recherches	257
B — Des indices biotiques à l'Indice Biologique Global	261
C — Conclusions	267

SOMMAIRE

II — Bioévaluation des milieux marins et lagunaires	267
A — Panorama des recherches	267
B — Discussion	271
III — Typologie et bioévaluation des écosystèmes terrestres	272
A — Panorama des recherches	272
B — Analyse de quelques exemples de recherche	274
C — Conclusions	280
IV — Conclusions générales	281
Références	282
1. Eaux continentales	282
2. Milieux marins et lagunaires	285
3. Écosystèmes terrestres	287

Chapitre IV. — INDICATEURS ÉCOLOGIQUES ET BIOÉVALUATION A L'ÉCHELLE DES ÉCOCOMPLEXES

I — Systèmes écologiques et paysage	291
II — Typologie, caractérisation structurale et fonctionnelle des écocomplexes : quels indicateurs écologiques ?	292
III — La cartographie de la pollution du compartiment atmosphérique à l'aide d'indicateurs écologiques	294
IV — Échelles de cotation et bioévaluation	296
A — Les échelles empirico-subjectives	296
B — Un essai d'objectivation de l'évaluation des milieux naturels : la méthode de GEHU et GEHU (1981)	300
C — Discussion	300
Conclusions	301
Références	302

Chapitre VI. — BIOÉVALUATION ET BIOINDICATEURS : QUELLES PERSPECTIVES ?

I — Dynamique des systèmes écologiques et typologie	305
II — La qualité des systèmes écologiques : un concept vide ?	306
III — De l'utilité des indicateurs biologiques	306

Avant-Propos

Les systèmes écologiques sont soumis à une variété croissante d'agressions, les unes brutales, les autres sournoises. Sans doute telle ou telle dégradation locale peut-elle paraître mineure à ceux qui, praticiens de la courte vue, ne raisonnent et n'agissent qu'en fonction d'intérêts immédiats. Cependant, le mitage généralisé de l'espace, la perturbation des processus intégrateurs qui font l'unité de la Biosphère compromettent indiscutablement l'avenir du patrimoine naturel. Conserver celui-ci dans le cadre d'une gestion rationnelle de l'environnement constitue ainsi un enjeu considérable.

Caractériser l'état des systèmes écologiques, détecter les agressions, prévoir, surveiller, contrecarrer les transformations indésirables, tout cela exige des moyens de diagnostic efficaces et fiables.

On a mis beaucoup d'espoir dans l'utilisation des indicateurs biologiques : en effet, qui, a priori, pourrait mieux rendre compte de l'état et des transformations du vivant que le vivant lui-même ? De cette idée sont nées de multiples recherches, souvent impulsées par les pouvoirs publics, lorsqu'ils sont soucieux de créer les moyens d'une gestion des milieux fondée sur des bases scientifiques solides. Cependant, le passage du stade de la recherche à celui des applications de routine se révèle difficile. C'est dans ce contexte que le Ministère de l'Environnement a ressenti la nécessité de prendre un peu de recul et de dresser un bilan de recherches foisonnantes, pour ne pas dire disparates.

Ayant été bénéficiaire d'un Contrat faisant suite à l'appel d'offres « Indicateurs biologiques » du Ministère de l'Environnement, en 1977, j'ai accepté avec enthousiasme la proposition que me fit Jacques Navarin de réaliser ce bilan. Que l'on me permette de saisir l'occasion de rendre ici hommage à la mémoire de celui qui contribua si bien à dynamiser les

recherches en Ecologie.

Le travail ne put être entrepris qu'en 1982. Venant en sus de multiples autres tâches, se révélant aussi plus difficile qu'on ne l'imaginait au départ, il aboutit seulement maintenant. N'était hors de question de faire une recherche bibliographique ayant quelque prétention à l'exhaustivité. Néanmoins, plusieurs certaines de références ont été réunies, qui, je l'espère, donneront une image fidèle de la recherche en bioévaluation, même si l'effort de prospection s'est relâché pendant la phase finale de rédaction. N'est de toute façon évident que des travaux n'ayant donné lieu qu'à des rapports à diffusion restreinte me sont restés inconnus : des méthodologies intéressantes peuvent ainsi rester confidentielles, et l'on ne saurait trop encourager leurs auteurs à les publier. Quoi qu'il en soit, cela n'est pas trop grave dans la perspective du présent travail : en effet, il s'agissait moins de dresser un inventaire des travaux touchant de près ou de loin à la bioévaluation que d'analyser de façon critique les démarches et les possibilités d'utilisation effective des résultats. J'espère m'être approché suffisamment de cet objectif, tout en pensant que la réflexion doit être maintenant poussée encore plus loin pour définir de façon concrète les axes de recherche qui devraient être privilégiés.

* *

Ce travail a été réalisé dans le cadre des activités d'une association qui a assuré la gestion du contrat et engagé pendant quelques mois deux Documentalistes, Annie Mollon et Line Nataf, que je remercie bien sincèrement pour leur travail de collecte des références, d'analyse et de classement des documents. Gilles Benest, Président de l'association, n'a pas ménagé sa peine pour assurer la bonne marche des opérations et, surtout, il a consacré beaucoup de temps à lire le manuscrit, me faisant bénéficier de nombreuses critiques constructives ; il m'a également aidé pour la réalisation de certaines figures : je lui suis extrêmement reconnaissant de cette collaboration. Paul Testard a également bien voulu étudier mon manuscrit : ses critiques m'ont permis d'y introduire des améliorations substantielles, ce dont je le remercie très vivement. Mes remerciements vont aussi à M. le Professeur Lamotte, pour ses conseils et encouragements. Enfin, je ne saurais oublier Anne Loyer, qui a dactylographié un texte rendu particulièrement fastidieux par le volume des références bibliographiques.

CHAPITRE I

LA BIOÉVALUATION : PRÉSENTATION GÉNÉRALE DES CONCEPTS ET DES RECHERCHES

I — GESTION ÉCOLOGIQUE DE L'ESPACE ET BIOÉVALUATION

La problématique de la conservation de la nature manifeste depuis quelques années une évolution encore discrète mais d'une extrême importance. En schématisant un phénomène en réalité fort complexe, l'on peut dire que cette problématique passe d'une approche « éclatée » à une démarche « intégrée ».

Dans la loi du 10 juillet 1976 relative à la protection de la nature, par exemple, la part essentielle des mesures décidées concerne d'une part la protection de certaines espèces de la flore et de la faune sauvages, d'autre part celle de portions d'espace. Ces mesures s'appuient sur la possibilité de dresser des listes limitatives d'espèces et de délimiter certains lieux. Pour ce faire il faut évidemment disposer de critères permettant de distinguer ce qui doit être protégé de ce qui ne le mérite pas. Dans cette perspective, la Loi emploie fréquemment la notion de « caractère remarquable ». Lourde d'ambiguïté, cette expression porte en germe les difficultés que rencontre la hiérarchisation des espèces et des espaces en termes de valeur patrimoniale.

En même temps, la Loi prépare l'évolution que l'on discernait actuellement, car, est-il écrit, « il est du devoir de chacun de veiller à la sauvegarde du patrimoine naturel dans lequel il vit ». Ainsi se trouvent affirmées à la fois l'omniprésence du patrimoine naturel et la nécessité d'agir partout en vue de sa conservation. De ce fait la Loi restitue toute son importance à la nature ordinaire. Cependant, elle ne propose pas de mesures précises pour assurer la conservation, ce qui se comprend : il serait irréaliste de légiférer sur les rapports quotidiens de chaque individu, de chaque collectivité, de chaque entreprise avec les composantes naturelles de leurs environnements. Mais, implicitement, la Loi invite à une réflexion sur ces rapports et sur les moyens de les organiser dans le cadre d'une gestion rationnelle du patrimoine naturel.

Il est désormais banal de rappeler que la protection des espèces sauvages n'est possible que si l'on protège en même temps les milieux dont elles dépendent pour l'accomplissement de leur cycle vital. Il est non moins banal d'affirmer que ce n'est pas en transformant en sanctuaires quelques lopins de terre et en artificialisant tout le reste que l'on conservera le patrimoine naturel. Les notions de réseau trophique, d'écosystème et de cycle biogéochimique ont fait reconnaître la réalité du tissu d'interdépendances souvent subtiles qui crée l'unité de la Biosphère. On ne saurait trop insister sur cet apport conceptuel majeur de l'Écologie, qui conduit à repenser entièrement les rapports de l'homme à la nature ; en même temps, on ne peut que stigmatiser le retard culturel de trop de décideurs et d'agents économiques, incapables d'une pensée autre qu'étroitement sectorielle, et dont les actions sont trop souvent en infraction avec l'esprit de la Loi.

Reconnaître l'unité fonctionnelle des espaces, c'est admettre du même coup la nécessité d'une gestion d'ensemble. Des réflexions telles que celles menées pour l'Association Internationale des Entrepreneurs Écologiques (A.I.D.E.C., 1984) font ainsi apparaître la nécessité d'intégrer préoccupations socio-économiques et écologiques. L'objectif général d'une telle gestion pourrait être formulé ainsi : organiser l'espace en tenant compte à la fois des besoins divers des groupes humains et des contraintes imposées par les conditions naturelles, de façon à assurer aux systèmes écologiques une capacité optimale d'autorégulation et à préserver les potentialités évolutives des composantes biologiques de l'environnement. Il est tout spécialement important d'apprécier les besoins en productions naturelles par comparaison avec la productivité des écosystèmes, et de savoir si l'exploitation de ceux-ci doit ou non se perpétuer à long terme.

Une telle définition appelle évidemment de nombreuses discussions qu'il n'y a pas lieu de toutes développer ici. Quelques points méritent cependant d'être soulignés.

L'objectif est bien la réalisation d'un compromis : si toute la nature ne peut être conservée en l'état, les hommes ne peuvent pas pour autant en faire n'importe quoi. Ce compromis doit être élaboré en tenant compte de deux impératifs essentiels que sont le maintien des capacités d'autorégulation et la préservation des potentialités évolutives. Le premier impératif exige le respect des mécanismes assurant la stabilisation des milieux ; le faire, c'est réaliser une prévention génératrice à moyen terme d'économies substantielles. Le second élargit la perspective au long terme, en demandant que soit conservée la capacité d'adaptation, donc de changement, des espèces et des systèmes écologiques. Sans doute des considérations scientifiques justifient-elles déjà cette orientation, mais il s'y ajoute des considérations éthiques. Comme le soulignent FRANKEL et SOULE (1981), les hommes ont une responsabilité vis-à-vis de la continuation du processus évolutif.

L'élaboration de principes de gestion écologique des espaces naturels tenant compte de ces impératifs est une tâche d'autant plus ardue que les connaissances sur les mécanismes de stabilisation et les capacités d'adaptation des systèmes écologiques sont encore bien modestes. Il y a là un champ de recherche qui demanderait davantage d'efforts. Cependant, c'est maintenant et chaque jour que se posent concrètement des problèmes d'organisation rationnelle des espaces. Pour une large part, l'action reste donc nécessairement empirique ; par conséquent, elle doit être prudemment menée.

Dans le cadre de la gestion d'ensemble d'un territoire, les actions relatives aux systèmes écologiques ressortissent à quatre catégories :

— la conservation, qui exige souvent une intervention dynamique sur les espaces protégés, afin d'en maintenir l'équilibre ;

rels, reflet d'une «philosophie» (1) des relations Homme-Nature. En tant qu'ensemble de procédures, la bioévaluation sera constituée de façon à apporter des réponses aux questions particulières produites par cette philosophie : ainsi prendra-t-elle des formes distinctes selon qu'on se limitera à une conception purement protectionniste de la nature «remarquable» ou qu'on envisagera une gestion intégrée des milieux naturels. Dans les deux cas toutefois, la bioévaluation doit conduire à des choix, qu'il s'agisse de désigner des espèces et des milieux à protéger, ou des actions à entreprendre pour conserver, restaurer ou transformer des écosystèmes. A un moment ou à un autre, les diagnostics ne peuvent donc éviter de classer espèces ou milieux selon des échelles de valeurs. Il y a là un problème redoutable : les choix ne sont-ils pas culturels, en dernier ressort, et non déterminés par un savoir scientifique ?

Il est donc indispensable d'analyser de façon critique la manière dont les scientifiques construisent des échelles de valeur : leurs recherches, leurs choix méthodologiques et, finalement, les instruments de diagnostic qu'ils proposent doivent être largement déterminés par le système de pensée dans lequel ils fonctionnent.

En Écologie, il n'y a pas encore de système de pensée qui ait la dimension d'une véritable théorie unificatrice, offrant une interprétation d'ensemble de la structure, des fonctionnements et de l'évolution des systèmes écologiques à tous les niveaux d'intégration. Seuls les travaux de Mac ARTHUR et WILSON (1967) constituent un effort réussi de théorisation qui a été d'une extraordinaire fécondité, y compris dans le domaine de la conservation de la nature (FRANKEL et SOULE, 1981). Il est en effet tentant de transposer la théorie de la dynamique des communautés insulaires à la conception des réserves naturelles, «îles» subsistant au sein d'espaces devenus écologiquement autres. Cependant, l'esthétique attrayante d'une théorie ne suffit pas à la rendre réaliste. JANZEN (1983) rappelle que les réserves s'insèrent dans un réseau d'interactions avec les écosystèmes modifiés voisins, et que le jeu de ces relations peut être tout aussi destructeur de l'organisation des écosystèmes préservés que l'extinction de grands carnivores liée aux dimensions trop restreintes des réserves : on le voit, l'évaluation de la dynamique évolutive des écosystèmes ne peut se faire qu'en raisonnant à l'échelle des écosystèmes.

Des théories comme celles de Mac ARTHUR et WILSON peuvent surtout aider à définir l'étendue des réserves, leurs positions relatives, leur mode de gestion. Mais, en amont, il faut disposer de moyens de diagnostic pour déterminer les écosystèmes pouvant faire l'objet de mesures conservatoires. C'est donc plus précisément ici que les systèmes dominants peuvent influer sur la conception de méthodes de bioévaluation.

Il existe en Écologie des idées couramment admises à propos des liens entre la stabilité d'un écosystème et sa diversité, idées dans lesquelles bien des discours «conservationnistes» puisent leurs arguments. Ces idées forment une «pseudo-théorie» dont il est utile de comprendre le succès ; l'article de NEF (1977), intitulé «fonctions, gestion, évaluation de l'environnement», peut y aider.

NEF, après avoir affirmé que la diversité est à la base de l'optimisation de productions dans le monde vivant, écrit : «Cette diversité résulte d'évolutions qui se retrouvent, parallèles, à l'échelle de l'individu (de l'oeuf à l'adulte), de l'ensemble du monde vivant (de la première vie jusqu'au foisonnement actuel des espèces) ou dans les communautés vivantes. Pour illustrer ce dernier cas, comparons par exemple des

communautés jeunes avec des communautés climaciques (...). D'une façon très générale, les premières, caractérisées par peu d'espèces et peu d'interactions, ont une productivité brute moindre et moins variée que les secondes, riches en niches écologiques, c'est-à-dire en espèces et fonctions». L'accroissement de la diversité est ainsi associé à l'idée de maturation, donc d'acquisition d'un état parfait, l'état adulte pour un individu, l'état climacique pour un écosystème.

L'auteur développe ensuite l'idée que la diversité se traduit par des interconnexions entre des fonctions différentes, entre des mécanismes de régulation. Il y a ici prégnance des conceptions classiques en biologie des organismes, selon lesquelles les êtres vivants sont devenus de plus en plus complexes au cours de l'évolution, acquérant ainsi davantage de mécanismes de régulation et devenant plus autonomes vis-à-vis des contraintes ambiantes.

Ces idées, profondément ancrées dans la pensée biologique courante, sont en outre renforcées chez bien des écologistes par des analogies avec les sciences humaines. NEF (1977), par exemple, souligne que, comparées aux sociétés primitives, les sociétés très développées se caractérisent par une grande diversification des activités, associée à une productivité beaucoup plus grande. On retrouve ici l'analogie fréquente «niche écologique-métier», dont l'efficacité pédagogique ne justifie peut-être pas son élévation au rang d'homologie d'intérêt théorique. Il y a là un vrai problème. En effet, c'est sur cette analogie que NEF (1977) s'appuie pour donner une signification théorique à la notion de rareté ; il écrit en effet : «Au fur et à mesure que s'accroît la spécialisation et la diversification, apparaissent des fonctions de moins en moins fréquemment «nécessaires» ; dans les systèmes les plus diversifiés on rencontrera plus de «professions» rares. Ceci montre la signification biologique profonde du concept de rareté, signification dont nous aurons besoin lorsqu'il s'agira d'estimer la valeur biologique d'un système. Dans le cadre du Colloque «L'évaluation biologique des territoires par la méthode des indices biocoenotiques», tenu en mars 1980 à l'Institut Européen d'Écologie de Metz, NEF (1981) a développé ses idées sur les procédures d'évaluation. Il a tout particulièrement attiré l'attention sur la nécessité de distinguer d'une part la **qualité biologique intrinsèque** (Q.B.I.) d'un milieu, d'autre part sa **valeur biologique**. «La qualité biologique intrinsèque est, par définition, indépendante de toute considération anthropocentrique et se déduit des caractéristiques des phénomènes vivants». En revanche, la valeur biologique est relative à ce que le milieu, l'espace considéré «apporte à la qualité de vie de l'homme».

On retrouve ici la vieille affirmation d'une réalité objective, indépendante des diverses perceptions que l'homme peut en avoir en fonction de ses préoccupations. N'entrons pas dans un débat philosophique qui donnerait une certaine idée de l'éternité. Constatons en revanche un problème essentiel : la distinction faite par NEF rend nécessaire l'élaboration de moyens d'évaluation différents, les uns devant rendre compte de «l'en-soi» des systèmes écologiques, les autres devant mettre en évidence l'adéquation de ces systèmes à tel ou tel besoin des hommes. En d'autres termes, il faudrait que l'on puisse mesurer la Q.B.I. des milieux pour les classer ensuite hiérarchiquement ; il faudrait ensuite qu'on puisse définir en quoi ces milieux sont susceptibles de contribuer à tel ou tel aspect de la qualité de vie des hommes, puis bâtir des échelles d'évaluation permettant aussi des classifications hiérarchiques.

Comment donc développer des moyens d'évaluation «objective» ? Il faut bien voir que le concept de qualité intrinsèque est indissociable de celui d'état idéal. Ceci ressort très bien du texte de NEF (1981), qui affirme — il s'agit là d'une théorie écologique courante — que l'évolution naturelle de tout système le conduit vers un stade «optimal», le climax. Ce processus, précise l'auteur, se traduit par une augmentation de la biomasse, de la production, de la diversité, de la com-

(1) Terme pris ici dans son sens ordinaire de «conception que l'on se fait des problèmes de la vie, du monde» (L'AROUSSE).

plexité, de la spécialisation des composantes (chacun devenant ainsi plus rare), etc. NEF peut alors écrire : « Il est aisé de poser que les caractéristiques «recherchées» par la vie correspondent à la qualité maximale, et de baser sur ce principe le choix des méthodes d'évaluation biologique des systèmes vivants ».

En quoi l'évaluation de la qualité biologique des systèmes écologiques peut conduire à leur hiérarchisation n'apparaît pas clairement. Pris à la lettre, le texte de NEF laisse penser que l'évaluation devrait déterminer la «distance» à laquelle un système se trouve de la qualité maximale possible. Reste à savoir si cet écart tient à ce que l'évolution naturelle du système vers son état climatique n'est pas encore achevée, ou s'il est dû à des causes extrinsèques maintenant le système éloigné de son état «parfait». Il y a là une profonde ambiguïté, relevée aussi par VERNEAUX (1984) à propos de l'évaluation de la qualité des eaux courantes.

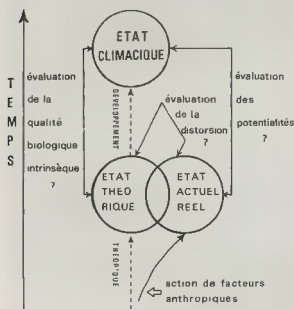


FIG. 2. — Types d'évaluation d'un écosystème envisageables dans le cadre de la théorie climatique.

Approfondissons ce problème à l'aide d'un schéma (Fig. 2). Dans l'hypothèse où un système écologique, soumis à la seule dynamique naturelle, évoluerait par étapes définies vers un état climatique, trois types d'évaluation pourraient être envisagés :

- évaluation de la distance entre l'état théorique correspondant à l'état présent et l'état climatique, ce qui serait une évaluation de la Q B I. si l'on s'en tient à la lettre du texte de NEF (1981);

- évaluation de la distorsion éventuelle entre l'état actuel du système et l'état théorique correspondant, la distorsion étant due à des modifications anthropiques;

- évaluation de la capacité du système, compte-tenu de son état actuel, à évoluer vers l'état climatique en rejoignant, plus ou moins tôt, sa ligne d'évolution théorique; ceci pourrait être considéré, d'un certain point de vue, comme une évaluation des potentialités du système.

On le voit, la théorie climatique pèse fortement sur la signification des évaluations envisageables. Sa force tient en particulier à la fascination qu'exercent toujours sur l'esprit les concepts exprimant l'équilibre, la stabilité, la permanence, tel celui de climat.

En Écologie, comme souvent en Biologie, à des points de vue cherchant à rendre compte surtout des phénomènes répétitifs et de la stabilité des structures s'opposent des recherches considérant essentiellement les phénomènes évolutifs : les théories gravitant autour du concept de stratégie adaptative contrastent ainsi avec la théorie climatique en mettant l'accent sur les processus d'adaptation par le changement. Il faut donc se demander comment peut être conçue la bioévaluation dans un tel cadre théorique. La transposition à l'échelle des systèmes pluri-sécifiques du concept de stratégie adaptative conduit à rechercher dans l'organisation des communautés les traits structuraux et fonctionnels qui déterminent leur capacité d'adaptation (BLANDIN *et al.*, 1976; BLANDIN,

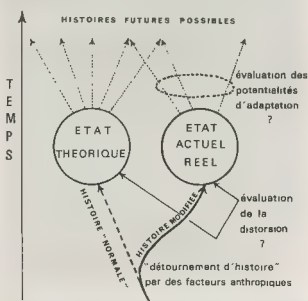


FIG. 3. — Types d'évaluation d'un écosystème envisageables dans le cadre des théories sur les stratégies adaptatives.

1980). Un écosystème n'est alors plus conçu comme un état transitoire plus ou moins proche d'un état final stable, mais comme une étape dans le déroulement d'une histoire particulière, au cours de laquelle des structures et des fonctionnements ont été sélectionnés, qui conditionnent les possibilités d'adaptation ultérieure.

Dans ce contexte, la bioévaluation prend une signification quelque peu différente (Fig. 3). A condition que la théorie ait dégagé des relations claires entre structure, fonctionnement et possibilités adaptatives, le diagnostic d'un écosystème devrait effectivement permettre de définir ses potentialités. La hiérarchisation d'écosystèmes de même type selon l'ampleur de leurs potentialités devrait alors être possible. Dans le cas d'écosystèmes modifiés par l'homme — en quelque sorte «détournés» de leurs tendances évolutives propres —, la bioévaluation permettrait là aussi de préciser la distorsion structuro-fonctionnelle qui en résulte, donc le degré de modification des potentialités adaptatives. Toutefois, apprécier une modification suppose qu'une référence soit connue, ce

qu'ici la théorie ne fournit pas. En l'absence d'un repère «absolu», auquel correspondrait une qualité biologique intrinsèque maximale, il est seulement possible de comparer les potentialités d'écosystèmes de même type, mais modifiés à des degrés divers.

Ainsi, deux différences majeures apparaissent entre cette démarche et les approches relevant de la théorie climatique :

— en l'absence d'un état idéal stable dont l'écosystème concret serait plus ou moins écarté (développement inachevé, perturbation durable), on n'évalue évidemment pas la capacité du système à atteindre cet état, donc à évoluer dans une direction donnée, mais sa capacité à subsister en changeant, en réponse à des modifications environnementales d'origine naturelle ou humaine (adaptation dynamique) ;

— en l'absence de lois définissant les étapes du développement naturel de l'écosystème (voir les théories sur les successions), une classification hiérarchique ne peut se faire qu'entre écosystèmes concrets contemporains, sur la base de l'amplitude de leurs potentialités adaptatives.

Une bioévaluation menée dans le cadre d'une théorie des stratégies adaptatives peut donc paraître plus «objective», dans la mesure où elle ne fait pas appel à une conception «idéale» des écosystèmes : on ne parle plus de stabilité, de maximisation de la production en rapport avec l'accroissement de la complexité, etc. En réalité, d'autres difficultés surgissent : à la «rigidité» du concept de climat, on substitue le flux de la notion de capacité d'adaptation : comment apprécier la capacité d'un système à se modifier dans le futur en réponse à des conjonctions d'événements parfois difficilement prévisibles ? Comment mesurer cette capacité et la comparer d'un écosystème à un autre ?

La possibilité de répondre à ces questions conditionne le passage d'une bioévaluation purement empirique à une bioévaluation rationalisée.

Au plan méthodologique, la détermination des capacités d'adaptation des systèmes écologiques relève de l'actualisme. Par l'étude des comportements des systèmes actuels, par la comparaison de systèmes contemporains dont on sait à quelles contraintes ils ont été et sont soumis, on peut espérer dégager les relations-clés entre organisation actuelle et potentialités, et donc projeter dans le futur les mécanismes présents.

D'une façon générale, quel que soit le cadre théorique choisi, tout se ramène au problème classique de la définition des liens entre structures et fonctionnements. De ce point de vue, la «théorie» diversité-complexité-spécialisation (rarité)-stabilité paraît avoir un avantage, puisqu'elle dit que la stabilité découle de l'importance des mécanismes homéostatiques, plus nombreux dans les systèmes plus complexes et plus diversifiés. De ce fait, des critères d'évaluation significatifs peuvent être mis en avant : la diversité spécifique et le taux moyen de spécialisation (NEF, 1977, 1981). Malheureusement, cet édifice est bien fragile, car le lien causal entre diversité et stabilité n'a jamais été démontré, ni sur le terrain, ni de façon théorique (voir par exemple GOODMAN, 1975). Peut-être faudrait-il rechercher l'éventuelle signification de la richesse et de la diversité spécifiques vis-à-vis des potentialités adaptatives des écosystèmes ? A mon sens, cela ne sera fructueux que dans le cadre d'une bonne connaissance de l'organisation spatio-temporelle des réseaux d'interactions, donnant un contenu concret au concept de complexité, et d'une prise en compte de l'idée de redondance fonctionnelle de certaines espèces (BLANDIN *et al.*, 1976) : la coexistence d'espèces biologiquement équivalentes est peut-être tout aussi importante pour l'adaptation des écosystèmes que celle d'espèces étroitement spécialisées dans de multiples fonctions différentes.

De l'ensemble de ces réflexions, quelques conclusions peu-

vent être tirées qui, mettant en perspective le sens et la portée de la bioévaluation, permettront ultérieurement de mieux apprécier l'intérêt des multiples méthodes de diagnostic que tentent de mettre au point les écologues.

Il est clair, tout d'abord, que l'esprit même de la bioévaluation change en fonction du système théorique qui la soutient : on ne fera pas dire la même chose à un diagnostic de la qualité biologique intrinsèque d'un écosystème, concept qui n'a de sens que dans le cadre de la théorie climatique, et à une évaluation des potentialités évolutives fondée sur une théorie des stratégies adaptatives. Il est assurément trop tôt pour juger de la plus ou moins grande utilité de ces différentes approches, mais il faut reconnaître qu'espérer atteindre la qualité intrinsèque d'un système écologique est irréaliste : il n'y a pas de connaissance objective, mais seulement des connaissances normalisées.

La normalisation, qui se traduit par un choix de critères dans un cadre théorique déterminé, peut permettre la constitution d'échelles de valeurs non pas absolues, mais relatives : un classement hiérarchique des écosystèmes sur critères scientifiques peut donc être fait, sans considération des usages qu'en ont les divers agents socio-économiques. On pourra alors parler d'échelles de valeur écologique. Mais qu'on ne se y trompe pas : les scientifiques sont aussi des usagers des milieux naturels et le poids qu'ils accordent aux divers critères peut très bien refléter des choix dont les motivations ne sont pas strictement scientifiques.

Finalement, c'est dans le cadre de diagnostics interdisciplinaires sur des écosystèmes complexes que les écosystèmes écologiquement évalués pourront être appréciés quant à leur participation à la «qualité de la vie» (Fig. 4). Comme nous l'avons vu, NEF (1981) parle alors de valeur biologique. Afin de lever toute ambiguïté, ne vaudrait-il pas mieux parler d'«embûche de valeur sociale», en recourant ainsi à l'appréciation à la fois économique et culturelle des milieux naturels ?

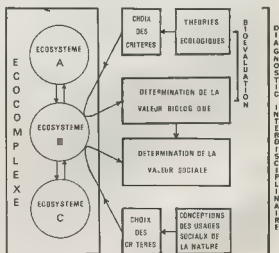


FIG. 4. — Position de la bioévaluation dans un diagnostic interdisciplinaire.

Enfin, l'évaluation n'aurait guère de sens hors de toute référence au temps : une valeur sociale peut-elle être la même quand on considère le court terme ou quand on pense aux générations futures ?

III — VUE D'ENSEMBLE SUR LES PROCÉDURES DE BIOÉVALUATION

C'est une image de profusion, sinon de trop-plein, qu'offre la littérature, lorsqu'on cherche à en extraire une vue globale des méthodes de bioévaluation proposées par les chercheurs. Un esprit malin y verrait peut-être quelque effet pervers du mode de financement de la recherche en Écologie : lorsque la recherche fondamentale est insuffisamment soutenue, n'a-t-on pas tendance à l'alimenter en prétendant en tirer d'utiles applications ? Ainsi verra-t-on peut-être l'aranéologue soutenir que rien ne vaut les araignées pour juger de la qualité d'un milieu, le phytosociologue dire que sa science est indispensable à l'évaluation des paysages, le spécialiste des Bryozoaires assurer que ces animaux sont les plus efficaces indicateurs de la pollution littorale...

N'irons-nous pas trop vite. Bien des recherches, pour être «alimentaires», n'en débouchent pas moins sur des résultats intéressants : une approche «appliquée» renvoie souvent à des questions fondamentales. En outre, il arrive aussi que ces recherches apportent effectivement des résultats utilisables. Afin d'en mieux juger, il est indispensable de tenter un classement rationnel des méthodes de bioévaluation. Pour ce faire, trois critères doivent être considérés :

— le niveau d'intégration concerné (écosystème, écosystème) ;

— l'objectif précis de la bioévaluation (typologie, diagnostic de qualité, détection d'un facteur perturbant, etc.) ;

— le type «d'instrument» proposé (espèces indicatrices, indices empiriques ou constitués sur des bases théoriques, etc.).

La figure 5 donne des méthodes de bioévaluation une présentation synoptique établie avec ces critères. Elle fait apparaître trois grands ensembles.

Les méthodes de diagnostic à l'échelle des écosystèmes.

L'objectif est généralement de caractériser la variété des écosystèmes formant un écosystème et d'apprécier la plus ou moins grande complexité structurale de l'ensemble. Il faut évidemment disposer au préalable d'une typologie des écosystèmes, qui peut être conçue de façon plus ou moins fine en fonction des besoins.

Les méthodes peuvent prendre en considération des ensembles d'entités plurispécifiques et calculer divers indices à fondement (ou coloration ?) théorique, tels des indices de diversité. D'autres indices peuvent être conçus empiriquement, par exemple pour caractériser le degré de morcellement du paysage. Certaines méthodes utilisent la richesse spécifique de groupes d'espèces distribués dans l'ensemble de l'écosystème et pouvant ainsi en refléter la structure ; des indices de diversité peuvent être calculés pour ces groupes en tenant compte de l'abondance des diverses espèces dans la totalité de l'espace prospecté ; on peut aussi en analyser les structures d'abondance.

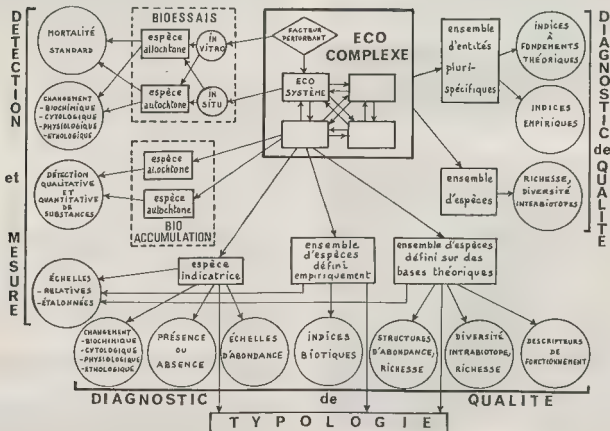


FIG. 5. — Synopses des méthodes de bioévaluation

Les méthodes de diagnostic à l'échelle des écosystèmes

Le classement d'un écosystème selon une typologie ou l'établissement à son sujet d'un diagnostic en terme de qualité sont des opérations d'autant moins indépendantes qu'une baisse de qualité s'apprécie le plus souvent — en tout cas dans le contexte de la théorie climatique — par un écart au «type». Dans la pratique, les méthodes se confondent. Il est fait appel soit à des ensembles d'espèces, soit à des espèces seules. Les premiers peuvent être définis sur des bases théoriques, par exemple lorsqu'on utilise une *guilde* (ensemble d'espèce taxinomiquement proches qui, dans l'écosystème, exploitent une même ressource), où lorsqu'on considère des espèces révélant un trait fonctionnel de l'écosystème (*descripteurs de fonctionnement* selon BOURNAUD et AMOROS, 1984) ; dans le premier cas des indices de diversité spécifique peuvent être utilisés, à moins que l'on analyse les structures d'abondance. Si l'on constitue des ensembles d'espèces de façon empirique, à la suite de recherches montrant leur utilité pratique, on aboutit généralement à la définition d'*indices biotiques*, variables dont les valeurs sont comparées à des échelles numériques ou à des valeurs-seuils déterminées au préalable.

Dans certains cas, une espèce peut suffire à elle seule pour obtenir des informations précises ; mieux encore que sa présence ou son absence, son abondance peut être révélatrice de caractéristiques particulières de l'écosystème. Des changements biochimiques, cytologiques, physiologiques ou éthologiques peuvent indiquer une dégradation de la qualité du milieu et, le cas échéant, renseigner sur le ou les facteurs en cause.

Les méthodes de détection et de mesure de facteurs de perturbation.

Deux sous-ensembles doivent être séparés, en raison de leurs fondements différents : les bioessais et les méthodes utilisant des organismes bioaccumulateurs.

Les bioessais sont des procédures standardisées, mises en oeuvre soit au laboratoire (bioessais *in vitro*), soit *in situ*, et utilisent ou bien des espèces de la flore ou de la faune du milieu étudié, ou bien carrément des espèces allochtones, mais dont on possède des lignées «calibrées» permettant une totale standardisation. Par des mesures de «mortalité standard» ou de changements à différents niveaux (des caractères biochimiques au comportement), on détermine par exemple la teneur précise d'une substance polluante, ou tout au moins sa position par rapport à une valeur-seuil.

Le second sous-ensemble correspond à des méthodes qui utilisent la capacité de certaines espèces à concentrer des substances dans leurs tissus. Des produits dont la teneur dans le milieu resterait trop faible pour permettre des mesures fiables peuvent ainsi être détectés par dosage dans des organismes végétaux ou animaux. Une quantification peut être envisagée — c'est-à-dire une estimation des teneurs dans le milieu — lorsqu'il existe une relation claire entre celles-ci et les teneurs dans les organismes ; en réalité cela soulève des problèmes très complexes. Ici encore, on peut faire appel à des espèces vivant dans l'écosystème étudié, ou introduire des espèces allochtones selon des procédures normalisées. La détection et la mesure (relative ou absolue) de certains facteurs perturbants peuvent aussi être réalisées par l'analyse d'ensembles d'espèces constitués aussi bien empiriquement que sur des bases théoriques. Un bon exemple en est l'estimation de la pollution atmosphérique acide à l'aide d'échelles utilisant des peuplements de Lichens corticoles (voir DERUELLE, 1983).

Quelle que soit la catégorie de méthodes envisagées, les procédures débouchent souvent sur une mesure ou sur un classement selon une échelle indiciaire supposée indiquer «l'état de santé» du système étudié : il reste à interpréter ces résultats, notamment pour apprécier si un «seuil» a été plus ou moins précocement franchi. Ceci soulève un important problème, sur lequel il faudra revenir : comment définir un «seuil» aussi objectivement que possible ?

IV — INDICATEURS BIOLOGIQUES, ESPÈCES INDICATRICES, INDICATEURS ÉCOLOGIQUES, INDICES BIOTIQUES

On trouvera dans les encadrés ci-contre diverses définitions du concept d'indicateur biologique ou de concepts voisins. Il s'agit de textes récents pour la plupart, l'objectif n'étant pas ici de faire une recherche historique, mais d'analyser les conceptions et pratiques actuelles.

On appelle *plantes indicatrices* «des espèces qui, par leur présence, indiquent que tel caractère du sol est compris entre deux limites et, par leur abondance éventuelle, que ce caractère se trouve voisin de telle valeur reconnue comme optimale pour l'espèce considérée». OZENDA, 1964

«Le terme de *bioindicateur* a un sens très large et désigne tout organisme ou système biologique utilisé pour apprécier une modification — généralement une détérioration — de la qualité d'un milieu, quels que soient son niveau d'organisation et l'usage qui en est fait. Selon les cas, le bioindicateur sera une biocénose — éventuellement désignée par un indice biotique — soit un groupe d'espèces qui présentent un comportement analogue (groupe écologique), soit une espèce particulièrement sensible (espèce indicatrice), soit encore une portion d'un organisme : organe, tissu, ou même solution d'extraits enzymatiques...». ISERENTANT et DE SLOOVER, 1976

Les indicateurs biologiques sont des «espèces ou associations d'espèces capables par leur comportement général (disparition, augmentation ou variation densitaire) de rendre compte de l'évolution générale d'un milieu». Ministère de l'Environnement - Comité Scientifique Faune et Flore, 1978

«L'indicateur biologique est un être vivant inféodé à un type de milieu suffisamment restreint pour le caractériser ou à un état précis d'un facteur du milieu qu'il permet d'identifier par sa présence». BONIN et VEDRENNE, 1981.

«INDICATEUR BIOLOGIQUE : espèce (dite alors *indicatrice*), groupe d'espèces ou biocénose dont la seule présence renseigne sur les caractéristiques physico-chimiques ou biotiques de l'environnement». DELPECH, DUME et GALMICHE, 1985

Il faut toutefois rappeler que l'idée selon laquelle les organismes informent sur les milieux où ils vivent est certainement ancienne ; au siècle dernier et au début du XXème siècle, on la trouve déjà clairement exprimée par certains scientifiques. Ainsi, présentant une étude sur les Lichens du jardin du Luxembourg, à Paris, NYLANDER (1866) écrivait : «les Lichens donnent, à leur manière, la mesure de la

salubrité de l'air, et constituant (si l'on peut ainsi dire) une sorte d'*hygiène* très sensible... Il est tout-à-fait remarquable que soit affirmée avec une telle netteté l'idée de mesurer une qualité du milieu ambiant à l'aide d'êtres vivants. Cependant, l'intuition de NYLANDER — utiliser les Lichens pour mesurer la pollution atmosphérique — ne déboucha sur la conception de méthodologies pratiques qu'un siècle plus tard (VINCENT, 1968 ; HAWKSWORTH et ROSE, 1970 ; LEBLANC et DE SLOOVER, 1970). En revanche, c'est dès le début du XX^e siècle que fut proposée par KOLKOWITZ et MARSSON (1908, 1909) la méthode devenue très classique dite «des saprobie», qui donnait la possibilité de classer des portions de rivière en fonction de leur niveau de pollution organique.

WILHM (1975) souligne qu'aux États-Unis, FORBES joua un rôle essentiel dans le développement d'indicateurs biologiques de la pollution des eaux courantes. Ce grand hydrobiologiste, auquel l'Écologie doit beaucoup, écrivait ainsi, en 1913 : «... it is quite possible to arrange the plants and animals of a stream in the order of their preference for, or tolerance of, organic impurities, in such a way that a graded list of them may serve as an index to grades of contamination». On retrouve encore l'idée qu'au moins des mesures relatives de pollution peuvent être faites à l'aide des organismes vivants.

Dans le domaine terrestre, c'est assurément CLEMENTS qui a le premier développé une vue d'ensemble de l'utilisation des plantes comme indicateurs, dans son livre «Plant succession and indicators» (1928). ISERENTANT et DE SLOOVER (1976) rappellent que CLEMENTS a ainsi distingué quatre catégories essentielles d'indicateurs :

- les indicateurs de conditions stationnelles particulières, qui renseignent sur la qualité de facteurs mésologiques tels que la lumière, la température et l'état hydrique du substrat ;
- les indicateurs de modifications naturelles ou artificielles du milieu, comme le feu, l'inondation, le pâturage... ;
- les indicateurs de la valeur agronomique des terres, permettant de préciser leur vocation culturale, forestière.

Les différentes définitions relevées dans la littérature francophone récente (encadrés) révèlent deux tendances selon les auteurs, qui correspondent approximativement aux deux premières catégories de CLEMENTS. Pour les uns, les indications fournies sont fondamentalement d'ordre typologique. OZENDA (1964) limite ainsi le rôle des plantes indicatrices à l'obtention de données d'ordre édaphique : BONIN et VEDRENNE (1981), moins restrictifs, considèrent que l'indicateur biologique (pas nécessairement une plante, mais les auteurs pensent en botanistes) caractérise un type de milieu bien précis, ou révèle l'incidence d'un facteur particulier ; BELLAN (1984) parle aussi de mise en évidence de conditions particulières, en insistant sur le fait que les indicateurs révèlent de façon synthétique des combinaisons complexes de facteurs difficiles à mesurer directement.

Pour d'autres auteurs (ISERENTANT et DE SLOOVER, 1976 ; Comité Scientifique Faune et Flore, 1978 ; MOLFETAS et BLANDIN, 1981), les indicateurs biologiques ont pour fonction essentielle le repérage de changements au sein des écosystèmes, changements dont il n'est pas toujours précisé s'ils sont naturels ou provoqués. Dans une perspective pratique, les indicateurs biologiques ne doivent pas seulement permettre de suivre ces changements, mais fonctionner comme des «clignotants» avertisseurs : LEFEUVRE (1983) souligne fortement l'importance de ce rôle des indicateurs biologiques dans le cadre de la surveillance des écosystèmes.

La définition de LEBRUN (1981) constitue une synthèse de ces deux approches. Elle ne fait toutefois pas assez ressortir l'idée qu'un indicateur biologique doit répondre à des critères d'efficacité : commodité et fiabilité des méthodes,

«Un indicateur biologique est un organisme ou un ensemble d'organismes qui traduit de façon aussi directe et évidente que possible des modifications qualitatives et/ou quantitatives de l'écosystème dont il fait partie». MOLFETAS et BLANDIN, 1981.

«Par définition, un bioindicateur est tout paramètre biologique, qualitatif ou quantitatif (mesuré au niveau d'un individu, d'une population, d'une espèce, d'une communauté), susceptible d'indiquer des conditions de vie particulières qui correspondent soit à un état donné, soit à une variation naturelle, soit à une perturbation du milieu». LEBRUN, 1981.

«Il est tentant d'envisager comme dans le cas des outils sophistiqués créés par le développement technologique, de doter la «machine-écosystème» d'un tableau de bord pourvu de clignotants indicateurs de bon fonctionnement ou détectant au contraire les signes avant-coureurs de pertes de rendement du système ou... de la panne définitive». LEFEUVRE, 1983.

«Je définis simplement les «indicateurs biologiques» ou taxons indicateurs comme des détecteurs révélant l'existence de conditions complexes à interpréter et résultant, le plus souvent, d'un ensemble de facteurs biotiques et abiotiques difficiles à mesurer directement» BELLAN, 1984

«Un indicateur est une espèce ou un groupe d'espèces qui, par leur présence ou/ou leur abondance, sont significatifs d'une ou plusieurs propriétés de l'écosystème dont ils font partie» GUELorget et PERTHUISOT, 1984

pertinence de l'information obtenue. Dans la perspective d'une appréciation critique des multiples indicateurs proposés par de multiples chercheurs, il n'est pas inutile d'insister sur ce point. On pourrait alors définir un indicateur biologique de la façon suivante :

Un indicateur biologique (ou bioindicateur) est un organisme ou un ensemble d'organismes qui — par référence à des variables biochimiques, cytologiques, physiologiques, éthologiques ou écologiques — permet, de façon pratique et sûre, de caractériser l'état d'un écosystème ou d'un écosystème et de mettre en évidence aussi précocement que possible leurs modifications, naturelles ou provoquées

En tant qu'instrument, un indicateur biologique peut être conçu de plusieurs manières, selon sa composition et la nature des variables retenues pour fonder le diagnostic (Fig. 5 et 6).

L'emploi de la locution «espèce indicatrice» correspond habituellement au cas d'une espèce qui par sa présence, son abondance, apporte une certaine information sur son milieu (cf. par exemple CLEMENTS, 1928 ; OZENDA, 1964). L'observation porte donc sur des populations et les variables sont de type démographique. On peut cependant étendre la notion d'espèce indicatrice à toute situation où le diagnostic s'appuie sur l'étude d'une seule espèce, quelle que soit la nature de la variable prise en compte

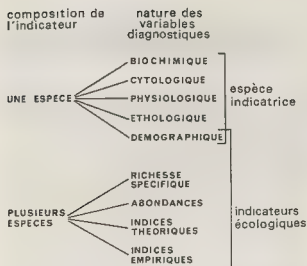


FIG. 6. — Différents types d'indicateurs biologiques

Il est utile de distinguer, dans l'ensemble des indicateurs biologiques, les **indicateurs écologiques**, qui correspondent soit à des populations, soit à des ensembles plurispécifiques : en effet, il est dans ces cas fait appel à des techniques propres à l'Écologie ; sinon sont utilisées des méthodes relevant d'autres branches de la Biologie — de la Biochimie à l'Éthologie.

On appellera donc **indicateur écologique** une population ou un ensemble de populations qui, par ses caractéristiques qualitatives et/ou quantitatives, témoigne de l'état d'un système écologique et qui, par des variations de ses caractéristiques, permettent de détecter d'éventuelles modifications de ce système.

Dans les cas d'indicateurs écologiques plurispécifiques, la variable diagnostique peut être une variable «synthétique», comme par exemple un indice de diversité. De tels indices n'ont de sens, en toute rigueur, que si l'ensemble plurispécifique a été constitué sur des bases théoriques (théorie de la structure des guildes, par exemple). Lorsqu'au contraire cet ensemble a été composé empiriquement, les indices numériques qui sont ensuite calculés soit à partir de dénombrements, soit selon un système arbitraire de notation, sont appelés **indices biotiques**.

V — LA RECHERCHE EN BIOÉVALUATION

A — ANALYSE D'UN SONDAGE BIBLIOGRAPHIQUE

Afin de dégager une image de la recherche actuelle en bioévaluation, trois banques de données bibliographiques ont été interrogées à partir du mot-clé «bioindicateur» ou de ses équivalents. Il s'agit de la banque française PASCAL (C.N.R.S.) et de deux banques américaines, POLLUTION et ENVIROLINE. Une période de 22 mois a été considérée (janvier 1982 - octobre 1983) (1). En outre, les Ecology Abs-

tracts de 1982 et d'un peu plus de la moitié de 1983 ont été analysés. Dans ce dernier cas, en l'absence de mots-clés, la sélection a été faite d'après les titres et les contenus des résumés.

L'interrogation des banques a fourni 626 références (PASCAL : 335 ; POLLUTION : 153 ; ENVIROLINE : 138). Après élimination des articles par trop marginaux et des titres en double ou triple, 552 références ont été conservées. En ce qui concerne les Ecology Abstracts, une première recherche, très large, a donné 551 titres ; après une sélection rigoureuse et le retrait des références déjà données par les banques, 185 publications ont été retenues.

Sur un total de 737 titres, 47 correspondent à des ouvrages, aux actes de colloques ou à des articles généraux. Le reste, soit 690 titres, comprend des rapports ou des articles traitant de sujets plus limités : c'est cet ensemble que nous allons utiliser pour dresser un panorama de la recherche. Bien entendu, il s'agit d'une approche qui n'a aucune prétention d'exhaustivité : les différentes sources bibliographiques choisies ont leurs propres biais, auxquels s'ajoutent ceux qu'entraînent nos choix.

Le tableau I indique la répartition des 690 références selon les trois grands compartiments «milieux terrestres», «eaux continentales» et «milieux marins». Dans le premier groupe ont été inclus les travaux relatifs à la pollution atmosphérique, dans le second ceux concernant les systèmes de traitement et de distribution de l'eau, dans le troisième les recherches portant sur les estuaires et le domaine saumâtre.

TABLEAU I

Répartition d'un échantillon de 690 articles de bioévaluation entre grandes catégories de milieux

	Nombre	%
Milieux terrestres	162	23,5
Eaux continentales	285	41,3
Milieux marins	243	35,2

La répartition observée est relativement équilibrée, avec néanmoins une dominance de recherche sur les eaux continentales (eaux courantes surtout), et au contraire une proportion plus faible sur les milieux terrestres.

Du point de vue méthodologique, les travaux se répartissent en deux grandes catégories, selon qu'il s'agit de bioessais (mis en oeuvre au laboratoire ou sur le terrain), ou de l'utilisation de bioindicateurs autochtones (tab. II).

Les recherches relatives aux bioindicateurs autochtones sont donc très largement dominantes. Parmi elles, plus de 120 références, soit de l'ordre de 18 % du total, concernent l'utilisation de bioaccumulateurs. Il y a toutefois de grandes différences selon les milieux : 30 % des travaux dans le domaine marin, 18 % de ceux effectués en milieu terrestre et seulement 7 % dans le cas des eaux continentales.

La grande majorité des recherches utilisant des bioindicateurs concernent des problèmes de pollution : plus de 80 % pour les milieux terrestres, plus de 90 % et 95 % pour les eaux continentales et les milieux marins respectivement. Le ta-

(1) Ont été ainsi obtenues des références enregistrées au cours de cette période, selon les banques, elles ont plus ou moins récentes : 1981 à 1983 pour PASCAL, 1980 à 1983 pour ENVIROLINE, 1969 à 1972, 1977-1978 et 1980-1981 pour POLLUTION.

TABLEAU II

Répartition d'un échantillon de 690 articles de bioévaluation selon le type de méthode et le type de milieu

	Nombre	%
BIOESSAIS		
Milieux terrestres	20	2,9
Eaux continentales	62	9,0
Milieux marins	24	3,5
BIOINDICATEURS		
Milieux terrestres	142	20,6
Eaux continentales	223	32,3
Milieux marins	219	31,7

bleau III indique les types de pollutions les plus souvent étudiées. Dans certains cas, la nature des polluants est précisée : tel ou tel métal, des hydrocarbures, des pesticides... Cependant ce sont souvent des pollutions globales qui sont considérées, comme celles engendrées par les effluents urbains et industriels, qui contiennent des polluants multiples affectant la qualité des eaux de façon synergique. Le tableau IV précise la nature, très variée, des bioindicateurs utilisés.

TABLEAU III

Importances relatives (en %) des pollutions citées dans les travaux utilisant des bioindicateurs, en fonction des milieux

Pollution par	Milieux terrestres	Eaux continentales	Milieux marins
Métaux	30,6	11,7	34,5
Effluents urbains et/ou industriels	4,1	64,8	19,3
Pesticides, herbicides	5,8	7,0	6,7
Hydrocarbures	—	—	13,0
Emissions gazeuses (SO ₂ Fluor...)	43,0	—	—
Autres, ou non précisé(1)	16,5	16,5	26,5

(1) Non précisé dans les résumés ou par les mots-clés.

En milieu terrestre, la pollution la plus étudiée est la pollution atmosphérique, tout spécialement soufrée ou fluorée : elle l'est à l'aide soit des Lichens, soit des arbres, notamment les résineux dont les aiguilles peuvent accumuler des polluants. Les Lichens et les Mousses servent par ailleurs à la détection des métaux, en raison de leur pouvoir accumulateur. De façon générale, les végétaux sont cités comme bioindicateurs de pollution dans près de 60 % des cas. Parmi les

TABLEAU IV

Importance relative (en %) des différents types de bioindicateurs utilisés selon les milieux

	Milieux terrestres	Eaux continentales	Milieux marins
Bactéries, virus	4,2	29,7	9,8
Algues, phytoplancton	—	8,1	9,4
Lichens, mousses	27,5	—	—
Macrophytes aquatiques	—	4,1	2,4
Arbres	19,2	—	—
Autres phanérogames	11,7	—	—
Lombrics	3,3	—	—
Mollusques	—	4,5	36,3
Invertébrés benthiques (sauf Mollusques)	—	20,7	17,6
Arthropodes terrestres	9,2	—	—
Poissons	—	9,9	8,2
Oiseaux	6,7	—	—
Mammifères	6,7	—	—
Autres, ou non précisé (1)	11,7	23,0	16,3

(1) Non précisé dans les résumés ou par les mots-clés.

animaux, les Vertébrés (Oiseaux, Mammifères) sont assez fréquemment utilisés, notamment lorsqu'en raison de leur position dans les chaînes trophiques, certaines substances se concentrent dans leurs tissus.

Dans le cas des eaux continentales, les études concernent principalement les pollutions liées aux rejets urbains et industriels. Certains travaux portent spécifiquement sur les métaux. Les indicateurs les plus utilisés sont les bactéries fécales et les Invertébrés benthiques ; il est fait appel dans une moindre mesure aux Algues — surtout phytoplanctoniques — et aux Poissons.

En milieu marin, la détection des pollutions par les métaux fait l'objet du plus grand nombre de travaux ; on emploie surtout des Mollusques filtreurs (Moules, Huîtres...) en tant que bioaccumulateurs. Environ 20 % des pollutions citées sont dues à l'action globale des effluents urbains et industriels, dont on caractérise l'impact surtout à l'aide des bactéries fécales et des Invertébrés benthiques. Les pollutions par hydrocarbures sont généralement repérées à l'aide de Mollusques bioaccumulateurs, ou par l'analyse de la structure des peuplements d'Invertébrés benthiques.

Dans tous les milieux, un petit pourcentage des recherches est consacré à la détection des pesticides, herbicides et fongicides, et des plastifiants, souvent aussi à l'aide de bioaccumulateurs, ou par le biais de la concentration des substances le long des chaînes alimentaires.

Comparés au champ complet des procédures de bioévaluation (Fig. 5), les résultats de ce sondage montrent qu'en très grande majorité, les travaux inventoriés concernent la détec-

tion des pollutions, que ce soit par bioessai ou à l'aide de bioindicateurs autochtones.

TABLEAU V

Répartition d'un échantillon de 690 articles de bioévaluation selon les pays et les types de milieu

Pays	Ensemble des milieux		Milieux terrestres		Eaux continentales		Milieux marins	
	N	%	N	%	N	%	N	%
U.S.A.	207	30,0	33	20,4	107	37,5	67	27,6
ANGLETERRE	65	9,4	15	9,3	16	5,6	34	14,0
FRANCE	61	8,8	22	13,6	20	7,0	19	7,9
R.F.A.	52	7,5	22	13,6	21	7,4	9	3,7
CANADA	39	5,7	7	4,3	21	7,4	11	4,5
AUSTRALIE	23	3,3	2	1,2	7	2,4	14	5,8
ITALIE	23	3,3	0	0	8	2,8	15	6,2
INDE	20	2,9	4	2,5	13	4,6	3	1,2
JAPON	19	2,8	8	4,9	0	0	11	4,5
POLOGNE	16	2,3	7	4,3	9	3,2	0	0
FINLANDE	15	2,2	2	1,2	10	3,5	3	1,2
U.R.S.S.	13	1,9	2	1,2	7	2,5	4	1,6
AFRIQUE DU SUD	12	1,7	0	0	5	1,8	7	2,9
DANEMARK	11	1,6	3	1,9	2	0,7	6	2,5
NORVÈGE	10	1,4	1	0,6	1	0,4	8	3,3
SUÈDE	10	1,4	6	3,7	2	0,7	2	0,8
AUTRES	94	13,6	28	17,3	36	12,6	30	12,3

Lorsqu'il s'agit de pollutions globales, notamment dans le cas des eaux continentales, on peut véritablement parler de diagnostics de qualité.

Moins de 10 % des travaux utilisant des bioindicateurs portent sur autre chose que le repérage de pollutions. Ce sont plutôt des recherches à objectif typologique, encore que cela ne soit pas toujours très clair.

Aucun des articles inventoriés n'aborde les problèmes à l'échelle des complexes d'écosystèmes. Il est possible que les mots-clés utilisés pour interroger les banques de données n'aient pas été adaptés. Toutefois, rien n'a été repéré dans les Ecology Abstracts, qui ont été explorés par analyse des titres et des résumés. Il semble donc qu'il y ait là un champ de recherche peu développé, bien qu'il corresponde clairement à l'échelle spatiale des opérations d'aménagement.

Le tableau V montre la répartition des 690 références inventoriées par pays d'origine. Les U.S.A. arrivent largement en tête, avec 30 % des publications. Viennent ensuite, mais loin derrière, l'Angleterre et la France, avec des productions très voisines, mais réparties différemment selon les milieux : le domaine marin est nettement plus étudié en Angleterre qu'en France. La République Fédérale Allemande vient en quatrième position, avec un nombre de publications équivalent à celui de la France, pour les milieux terrestres et les eaux continentales, mais sensiblement moindre pour les milieux marins, ce qui n'est pas surprenant.

Il ne faut évidemment pas accorder une signification trop précise à la classification du tableau V : elle s'appuie sur un sondage où les biais sont peut-être nombreux. On peut toutefois espérer que les différentes sources bibliographiques utilisées sont relativement complémentaires, car leur recouvrement était faible : une vingtaine d'articles seulement ont été fournis par deux sources ou plus. Il est certain que la banque PASCAL a permis de rééquilibrer la part des travaux français, qui représentent environ 15 % de ses références, tandis que moins de 5 % des citations des autres sources sont d'origine française.

Si l'on exprime les nombres d'articles produits par les différents pays en fonction de leurs populations afin d'avoir une estimation de l'effort de recherche, on s'aperçoit que la Finlande, la Norvège et le Danemark viennent en tête, suivis du Canada et de l'Australie, puis de la Suède, de l'Angleterre et de la France, les U.S.A. n'arrivant qu'en neuvième position avec la République Fédérale Allemande.

Ces observations n'ont bien sûr qu'une valeur indicative, ne serait-ce que du fait du «flou» de la notion d'effort de recherche. Elles permettent en tout cas de relativiser la notion d'importance de la recherche d'un pays. Le critère le plus clair reste cependant la participation à la production totale : de ce point de vue, le sondage effectué indique que la recherche française en bioévaluation tient un rang relativement honorable, au moins au plan quantitatif. Nous allons maintenant tenter de la caractériser de façon plus approfondie.

B — LA RECHERCHE EN FRANCE

Il est sans doute hasardeux de vouloir dater tout précisément l'origine des recherches dans un domaine aussi complexe que celui de la bioévaluation. Ceci tient notamment à l'ambiguïté de nombreux travaux qui analysent les effets des perturbations dans les milieux naturels plutôt qu'ils ne cherchent à détecter ces perturbations au moyen des espèces ou des peuplements.

En France, on dispose cependant de quelques repères assez sûrs : c'est en effet de 1967 et 1968 que datent les premiers

travaux ouvrant la voie à la bioévaluation des pollutions dans les domaines marins, dulçaquicole et terrestre.

En 1967, sont parues les recherches de BELLAN sur la pollution marine dans la région de Marseille ; ces travaux ont débouché sur diverses propositions d'indicateurs biologiques et d'indices (voir BELLAN, 1984) et, plus généralement, ont ouvert la voie à l'utilisation des communautés benthiques pour la caractérisation des pollutions, principalement organiques (GLEMAREC *et al.*, 1981). Les chercheurs marseillais ont par ailleurs mis en relation des associations planctoniques avec l'incidence des effluents continentaux, notamment dans le golfe de Fos (BLANC et LEVEAU, 1973) et dans les bassins du port de Marseille (PATRITI, 1976).

C'est en 1967 également que VERNEAUX et TUFFERY ont mis au point la méthode des indices biotiques de détermination de la qualité des eaux courantes, adaptée de méthodes employées en Grande-Bretagne (WOODIWISS, 1964), qui utilisent les Invertébrés benthiques. Le Centre national d'études techniques et de recherches technologiques pour l'agriculture, les forêts et l'équipement rural a largement diffusé ce travail à partir de 1968, ce qui a permis de tester la méthode. Ce fut le point de départ d'une série de travaux de VERNEAUX et de ses collaborateurs visant à améliorer ce système. Cette série a débouché en 1985 sur la publication d'une norme expérimentale de l'Association Française de Normalisation (AFNOR), qui doit être testée jusqu'en 1987. Par ailleurs, ces méthodes étant peu adaptées au milieu fluvial, COSTE (1974, 1978) a travaillé à une technique de bioévaluation utilisant des Diatomées, qui a été également testée par les services techniques compétents (WASSON, 1981).

Dans le domaine terrestre, c'est en 1968 que VINCENT a soutenu une thèse de 3ème cycle intitulée : «Contribution à l'étude et à la cartographie de la pollution atmosphérique de la ville de Toulouse, à l'aide des éphyphes et des épilithes». Depuis, plusieurs chercheurs ont utilisé les Lichens, de diverses manières, pour estimer et cartographier la pollution atmosphérique dans plusieurs zones urbanisées de France : DELZENNE-VAN HALUWYN (1973) pour la région lilloise, LEROND (1975) en Normandie, ASTA (1980) dans les Alpes, DERUELLE (1983) pour la région parisienne.

Un quatrième axe de recherche, un peu plus récent, concerne le diagnostic des systèmes écologiques en vue d'apprécier leur degré d'artificialisation, ou, en sens inverse, leur degré de «naturalité», selon l'expression de certains auteurs. Le diagnostic peut s'appuyer sur des analyses phytocologiques, selon les méthodes décrites notamment par LONG (1974, 1975), ou sur l'étude de peuplements animaux, l'avifaune en particulier (BLONDEL, 1975, 1981). Des échelles de cotations des milieux naturels, le plus souvent totalement empiriques, ont été proposées par divers auteurs, notamment LUCAS (1973) et BROSELIN (1974) ; une plus grande objectivité serait obtenue, selon certains chercheurs, par l'application de méthodes phytosociologiques (voir par exemple GEHU et GEHU, 1981).

Ceci montre qu'il existe une recherche française variée et équilibrée, ce dont témoignait le sondage bibliographique analysé plus haut. Le Ministère de l'Environnement a joué un rôle important dans son développement, avec la création en 1975 du Comité Scientifique Faune et Flore. Celui-ci a en effet lancé deux appels d'offres, en 1977 et 1978, intitulés «Indicateurs biologiques» et «Dynamique des populations et des peuplements» (voir encadrés ci-contre).

La première consultation avait pour objectif essentiel de favoriser le développement de recherches sur les bioindicateurs en milieu terrestre, recherches qui devraient s'inspirer des travaux sur les indices biotiques utilisés pour les eaux courantes. Elle a donné lieu à 18 contrats, prenant en compte de façon à peu près équilibrée des végétaux et des animaux

(invertébrés plus que vertébrés)

Appel d'offres «Indicateurs biologiques»
Ministère de l'Environnement, Comité Scientifique
«Faune et Flore» — Février 1977

«Il ne s'agit pas de mettre au point de nouveaux tests de détection ou de dosage de polluants (...), mais de rechercher des indicateurs, de stabilité ou de transformation, des écosystèmes terrestres.»

«... déterminer (...) par des indicateurs biologiques bien choisis

— l'hétérogénéité, la structure et les zones de transition d'un «milieu» (typologie, zonation),

— l'état de fonctionnement actuel (pauvreté, richesse, correspondants terrestres d'oligotrophie et d'eutrophie),

— les potentialités évolutives (stabilité, évolution tant régressive que progressive, vitesse d'évolution...):

- plus ou moins grande fragilité,
- aptitude à la «cicatrisation»,
- possibilités de déviation ou de distorsion évolutive après action anthropique».

«Appel d'offres «dynamique des populations et des peuplements» — Ministère de l'Environnement, Comité Scientifique «Faune et Flore» — Janvier 1978

«... conscient de l'immense retard accumulé par la France dans la connaissance de ses principaux écosystèmes, le Comité a tenté, par le biais de la consultation «indicateurs biologiques», d'inciter un certain nombre d'équipes de recherche à extraire ou à mettre en valeur dans un système complexe, quelques espèces ou associations d'espèces capables par leur comportement général (disparition, augmentation ou variation densitaire) de rendre compte de l'évolution générale d'un milieu. Ce sont ces variations densitaires enregistrées au niveau des espèces ou des associations d'espèces d'un même groupe systématique, qu'il s'agit d'analyser en termes de causalité, dans le présent appel d'offres».

Le deuxième appel d'offre visait à stimuler des recherches tentant d'expliquer les changements quantitatifs des populations ou des peuplements utilisés comme bioindicateurs. Il a donné lieu à 25 contrats, traitant aussi bien de populations végétales qu'animales, ou de peuplements relevant de deux règnes. Il faut souligner dès maintenant qu'un seul contractant a travaillé dans le cadre de deux appels d'offres, mais sur des sujets indépendants. En dépit de la qualité des travaux réalisés, l'objectif du deuxième appel n'a donc pas été véritablement atteint, puisqu'on n'a pas étudié la dynamique de populations ou de peuplements analysés en tant que bioindicateurs dans le cadre des premiers contrats. Sans doute les deux appels étaient-ils trop rapprochés dans le temps.

**Colloques organisés en France
autour du thème «Indicateurs biologiques»**

Date et lieu	Titre	Organisateurs	Publication
mars 1980 Metz	L'évaluation biologique du territoire par la méthode des indices biocoenotiques	MM GEHU et MERIAUX	Institut Européen d'Ecologie, Metz, 1981
novembre 1980 Grenoble	Écologie appliquée Indicateurs biologiques et méthodes d'étude.	Association française des Ingénieurs Écologues	A.F.I.E., Mainvilliers, 1981
mars 1983 La Minière	Réflexions sur la notion d'indicateurs biologiques	Unité d'écodéveloppement. INRA-SAD	INRA-SAD, 1983
novembre 1983 Paris	Indices biotiques	Ministère de l'Environnement Comité Scientifique «Milieu marin»	Ministère de l'Environnement 1985
janvier 1984 Paris	Indicateurs biologiques	Société d'Ecologie (MM BELLAN, BLANDIN et BOURNAUD)	Bulletin d'Ecologie, 15 (1), 1984

Quoi qu'il en soit, l'action du Comité Faune et Flore a indiscutablement insufflé un réel dynamisme à la communauté scientifique. Ceci s'est concrétisé au travers de plusieurs Colloques (voir encadré ci-contre), où se sont exprimés nombre de bénéficiaires de contrats du Ministère de l'Environnement. Celui-ci a également agi par le biais de son Comité Scientifique «Milieu marin», qui a organisé un Colloque consacré aux bioindicateurs utilisables dans ce milieu, avec intervention de spécialistes des bioessais et des indicateurs en eau douce, afin de profiter de leur expérience ; des projets d'actions incitatives ont été élaborés à la suite de cette manifestation. De même, dans son programme 1985-1989, le Comité Scientifique «Écologie et Gestion du Patrimoine Naturel» (1) souligne la nécessité de poursuivre l'effort de recherche sur le thème «indicateurs biologiques» (Comité E.G.P.N., «Connaitre pour mieux gérer, 1985).

RÉFÉRENCES

- AFNOR, 1985. — *Essais des eaux. Détermination de l'indice biologique global (I.B.G.)*. T. 90-350, octobre 1985. AFNOR, Paris, 8 p.
- A.I.D.E.C., 1984. — *Principes de gestion des espaces naturels*. Association Internationale des Entretiens Écologiques, Dijon, 16 p., 6 tabl.
- ASTA (J.), 1980. — *Flore et végétation des Alpes nord-occidentales : écologie, biogéographie, écophysiologie, biodécision de la pollution florée*. Thèse Doct. État, Université de Grenoble, 249 p.
- BELLAN (G.), 1967a. — *Pollution et peuplements benthiques sur substrats meubles dans la région de Marseille*. Première partie. Le Secteur de Cortiou. *Rev. intern. Océanogr. méd.*, 6-7, 53-87.
- BELLAN (G.), 1967b. — *Pollution et peuplements benthiques sur substrats meubles dans la région de Marseille*. Deuxième partie. L'ensemble portuaire marseillais. *Rev. intern. Océanogr. méd.*, 8, 51-95.
- BELLAN (G.) 1984. — Indicateurs et indices biologiques dans le domaine marin. *Bull. Ecol.*, 15 (1), 13-20.
- BLANC (F.) & LEVEAU (M.), 1973. — *Plancton et eutrophie : Aire d'épandage rhodanienne et Golfe de Gênes (traitement mathématique des données)*. Thèse Doctorat Sciences, Université d'Aix-Marseille II, 681 p.
- BLANDIN (P.), 1980. — Évolution des écosystèmes et stratégies cénociques. In : BARBAULT (R.), BLANDIN (P.) & MEYER (J.M.) eds. : *Recherches d'écologie théorique. Les stratégies adaptatives*. Maloine, Paris, 221-235.
- BLANDIN (P.), BARBAULT (R.) & LECORDIER (C.), 1976. — Réflexion sur la notion d'écosystème : le concept de stratégie cénocique. *Bull. Ecol.*, 7, 391-410.
- BLANDIN (P.) & LAMOTTE (R.), 1985. — Écologie des systèmes et aménagement : fondements théoriques et principes méthodologiques. In : LAMOTTE (M.), éd. : *Fondements rationnels de l'aménagement d'un territoire*. Masson, Paris, 139-162.
- BLONDEL (J.), 1975. — L'analyse des peuplements d'oiseaux, élément d'un diagnostic écologique. La méthode des Échantillonnages Fréquentiels Progressifs (E.F.P.). *La Terre et la Vie*, 29, 533-589.
- BLONDEL (J.), 1981. — Écologie et gestion de l'espace naturel. L'apport du «modèle-oiseaux». In : *Écologie appliquée : indicateurs biologiques et techniques d'études*. Journées d'études, Grenoble, 13-14 novembre 1980, Association Française des Ingénieurs Écologues, Mainvilliers, 71-91.
- BONIN (G.) & VEDRENNE (G.), 1981. — Réflexions sur les indicateurs biologiques et leurs techniques de mise en évidence dans les écosystèmes forestiers provençaux. In : *Écologie appliquée : indicateurs biologiques et techniques d'études*. Journées d'études, Grenoble, 13-14 novembre 1980, Association Française des Ingénieurs Écologues, Mainvilliers, 142-159.
- BOURNAUD (M.) & AMOROS (C.), 1984. — Des indicateurs biologiques aux descripteurs de fonctionnement : quelques exemples dans un système fluvial. *Bull. Ecol.*, 15 (1), 57-66.
- BROSSELIN (M.), 1974. — Échelle de cotation des espaces naturels. *Le Courrier de la Nature*, 30, 66-72.
- CLEMENTS (F.E.), 1928. — *Plant succession and indicators*. H.W. Wilson Co., New York, 453 p.
- COMITÉ «Écologie et Gestion du Patrimoine naturel», 1985. — *Connaitre pour mieux gérer*. Ministère de l'Environnement 46 p.
- COSTE (M.), 1974. — *Études sur la mise au point d'une méthode biologique de détermination de la qualité des eaux en milieu fluvial*. Étude Lab. Hydrobiologie. Div. Qual. Eaux Pêche, Pisc., C.T.G.R.E.F., Paris, 80 p.
- COSTE (M.), 1978. — *Sur l'utilisation des Diatomées benthiques pour l'appréciation de la qualité biologique des eaux. Méthodologie comparée et approche typologique*. Thèse 3ème cycle, Université de Franche-Comté, 143 p.
- DELPECH (R.), DUME (G.) & GAIMICHE (P.), 1985. — *Typologie des stations forestières. Vocabulaire*. Ministère de l'Agriculture, Institut pour le développement forestier, Paris, 243 p.
- DELZENNE-VAN HALUWYN (C.), 1973. — *Contribution à l'étude de la distribution des lichens épiphytes dans le Nord de la France : application au problème de la pollution*. Thèse Doct. État Pharmacie, Université de Lille, 162 p.
- DERUELLE (S.), 1983. — *Écologie des Lichens du Bassin parisien*. Impact de la pollution atmosphérique (engrais, SO₂, Pb) et relations avec les facteurs climatiques. Thèse Doct. État, Université Paris VI : 360 p. et annexe 202 p.
- FRANKEL (O.H.) & SOULE (M.E.), 1981. — *Conservation and evolution*. Cambridge University Press, Cambridge, VI + 327 p.
- GEHU (J.M.) & GEHU (J.), 1981. — Essai d'objectivation de l'évaluation biologique des milieux naturels. Exemples littoraux. In : GEHU (J.M.) & PELT (J.M.), eds : *L'évaluation biologique du territoire par la méthode des indices bioécologiques*. Institut Européen d'Écologie, Metz, 75-94.
- GLEMAREC (M.), HILY (C.), HUSSENOT (E.), LE GALL (C.) & LE MOAL (Y.), 1981. — Recherches sur les indicateurs biologiques en milieu sédimentaire marin. In : *Écologie appliquée : indicateurs biologiques et techniques d'études*. Journées d'études, Grenoble, 13-14 novembre 1980, Association Française des Ingénieurs Écologues, Mainvilliers, 118-140.
- GOODMAN (D.), 1975. — The theory of diversity — stability relationships in Ecology. *Quat. Rev. Biol.*, 50, 237-266.
- GUFLOTGET (O.) & PERTHUISOT (J.P.), 1984. — Indicateurs biologiques et diagnostic écologique dans le domaine paralaque. *Bull. Ecol.*, 15 (1), 67-76.
- HAWKSWORTH (D.L.) & ROSE (F.), 1970. — Qualitative scale for estimating sulphur dioxide air pollution in England and Wales using epiphytic lichens. *Nature*, 227, 145-148.
- ISERENTANT (R.) & DE SLOOVER (J.), 1976. — Le concept de bioindicateur. *Mém. Soc. roy. Bot. Belg.*, 7, 15-24.
- JANZEN (D.H.), 1983. — No park is an island : increase in interference from outside as park size decreases. *Oikos*, 41, 402-410.
- KOLLWITZ (R.) & MARSSON (M.), 1908. — Ökologie der pflanzlichen Saprobien. *Ber. Dt. Bot. Ges.*, 26, 505-519.
- KOLK WITZ (R.) & MARSSON (M.), 1909. — Ökologie des tierischen Saprobien. *Internat. Rev. Hydrobiol.*, 2, 126-152.
- LEBLANC (F.) & DE SLOOVER (J.), 1970. — Relation between industrialization and the distribution and growth of epiphytic lichens and mosses in Montreal. *Can. J. Bot.*, 48, 1485-1496.

- LEBRUN (P.), 1981. — L'usage des bioindicateurs dans le diagnostic sur la qualité du milieu de vie. In : *Écologie appliquée : indicateurs biologiques et techniques d'études*, Journées d'études, Grenoble, 13-14 novembre 1980, Association Française des Ingénieurs Écologues, Mainvilliers, 175-202.
- LEFEUVRE (J.C.), 1983. — Avant-propos. In : *Réflexions sur la notion d'indicateurs biologiques*, Unité d'Écodéveloppement, INRA-SAD, 1-3.
- LEROND (M.), 1975. — *Étude des lichens dans le parc naturel régional de Brotonne. Intérêt pratique pour la mise en évidence des zones de pollution atmosphérique*. D.E.S. Sciences, Université de Rouen, 185 p.
- LONG (G.), 1974-1975. — *Diagnostic phyto-écologique et aménagement du territoire*. Tomes I et II, Masson, Paris.
- LUCAS (A.), 1973. — Une échelle de cotation des milieux naturels. *Penn ar Bed*, 72, 25.
- MACARTHUR (R.H.) & WILSON (E.O.), 1967. — *The theory of island biogeography*. Princeton University Press, 203 p.
- MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT, 1977. — Comité Scientifique Faune et Flore. Appel d'Offres «Indicateurs biologiques» (février 1977).
- MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT, 1978. — Comité Scientifique Faune et Flore. Appel d'Offres «Dynamique des populations et des peuplements» (janvier 1978).
- MOLFETAS (S.) & BLANDIN (P.), 1981. — Quelques éléments de réflexion sur la notion d'indicateur biologique. In : *Écologie appliquée : indicateurs biologiques et techniques d'études*, journées d'études, Grenoble, 13-14 novembre 1980, Association Française des Ingénieurs Écologues, Mainvilliers, 167-173.
- NEF (L.), 1977. — Fonctions, gestion, évaluation de l'environnement. *Rev. Quest. Sc.*, 148 (2), 145-164.
- NEF (L.), 1981. — Problèmes concernant les critères et l'évaluation biologique de l'environnement. In : GEHU (J.M.) & PELT (J.M.), eds : *L'évaluation biologique du territoire par la méthode des indices biocénologiques*. Institut Européen d'Écologie, Metz, 1-6.
- NYLANDER (W.), 1866. — Les Lichens du Jardin du Luxembourg. *Bull. Soc. Bot. Fr.*, 13, 364-372.
- OZENDA (P.), 1964. — *Biogéographie végétale*. Doin, Paris, 374 p.
- PATRITI (G.), 1976. — *Structure et fonctionnement de la partie planctonique dans l'écosystème de zones fermées et semi-fermées des ports de Marseille*. Thèse Doctorat Sciences, Université d'Aix-Marseille II, 202 p.
- VERNEAUX (J.), 1984. — Méthodes biologiques et problèmes de la détermination des qualités des eaux courantes. *Bull. Ecol.* 15 (1), 47-55.
- VERNEAUX (J.) & TUFFERY (G.), 1967. — Une méthode zoologique pratique de détermination de la qualité biologique des eaux courantes. *Ann. Sci. Univ. Besançon*, 3ème sér., 3, 79-90.
- VINCENT (J.P.), 1968. — *Contribution à l'étude et à la cartographie de la pollution atmosphérique de la ville de Toulouse, à l'aide des épiphytes et des épilithes*. Thèse 3ème Cycle, Université de Toulouse, 174 p.
- WASSON (J.G.), 1981. — Méthodes biologiques d'appréciation de la qualité des eaux courantes. In : *Écologie appliquée : indicateurs biologiques et méthodes d'études*, Journées d'études, Grenoble, 13-14 novembre 1980, Association Française des Ingénieurs Écologues, Mainvilliers, 92-108.
- WILHM (J.L.), 1975. — Biological indicators of pollution. In WHITTON (B.A.) ed. : *River ecology*. London, Blackwell Scientific Publications, 375-402.
- WOODIWIWIS (F.S.), 1964. — The biological system of stream classification used by the Trent River Board. *Chemistry and Industry*, 14, 443-447.

CHAPITRE II

BIOESSAIS ET BIOÉVALUATION

Les bioessais ont pour objectif la détection des agents chimiques polluants présents dans l'air, dans les eaux, dans les sols, et, si possible, la mesure de leurs teneurs. Ils sont conduits selon des procédures standardisées, qui doivent permettre une stabilité satisfaisante des mesures. Cette standardisation s'appuie sur l'emploi d'organismes-tests qui, pour d'évidentes raisons pratiques, sont souvent les mêmes, quels que soient les polluants envisagés et leurs modes de diffusion. Ceci soulève des problèmes de représentativité vis-à-vis des systèmes écologiques naturels : c'est dans ce contexte qu'il convient d'apprécier l'intérêt et les limites des bioessais lorsqu'ils sont appliqués à l'évaluation des milieux naturels.

I — DES TESTS DE TOXICITÉ À LA SURVEILLANCE

A — ASPECTS GÉNÉRAUX

ISERENTANT et DE SLOOVER (1976) ont souligné l'ambiguïté du terme de bioessai, que beaucoup utilisent comme équivalent de test de toxicité. Ceci est bien illustré par le texte suivant :

« Pour déterminer ou prévoir les effets d'une substance chimique ou d'un effluent (...) sur les organismes constituant les écosystèmes aquatiques il faut avoir recours à un certain nombre de bioessais en laboratoire, notamment pour :

- assurer le respect de la réglementation ;
- orienter l'étiquetage des substances chimiques ;
- permettre le calcul des redevances pour les rejets autorisés ;
- servir à l'instruction des rejets ou à leur limitation, voire à leur interdiction ».

(Actes du colloque « Indices biotiques », Paris, novembre 1983. Ministère de l'Environnement, 1985).

Il est clair que sont ainsi définis les tests de toxicité, et non les bioessais *sensu stricto*. Comme l'écrivent en effet ISERENTANT et DE SLOOVER (1976), « les études de toxicité établissent la courbe de réponse d'un système biologique à des intensités connues du stimulus, alors que le bioessai a pour rôle de déterminer, en fonction du degré de réponse, la force du stimulus lui-même ».

Il est important de distinguer les deux démarches, tout en soulignant qu'à l'évidence la seconde, qui remonte de l'effet à la cause, présuppose l'établissement expérimental de la relation cause-effet. Ceci explique les difficultés d'une recherche bibliographique dans ce domaine. En effet, si certains travaux sont de simples applications de procédures standard en

vue de déterminer la toxicité de diverses substances, d'autres recherchent des espèces sensibles à tel ou tel polluant, qui pourraient de ce fait servir à la mise au point de nouveaux tests. D'autres travaux, enfin, se limitent à l'étude des effets des toxiques, sans envisager d'en tirer l'élaboration de nouvelles procédures. Dans les statistiques analysées dans le chapitre précédent, la rubrique « bioessais » recouvre ainsi bien davantage de travaux à simple finalité écotoxicologique que de véritables tentatives de bioévaluation à l'aide de bioessais.

Les espèces utilisées pour les tests sont extrêmement variées (Tab. VI). C'est en eau douce que les recherches sont les plus avancées, puisqu'un certain nombre de procédures font déjà l'objet d'une normalisation officielle. Avec les Bactéries, il s'agit d'un test d'inhibition de la consommation d'oxygène par des formes hétérotrophes aérobies. Il existe également un test d'inhibition de la croissance d'algues utilisant la chlorophycée *Scenedesmus bifurcatus*. Un autre bioessai normalisé a pour critère l'inhibition de la mobilité de *Daphnia magna* (Crustacés, Cladocères). Enfin, d'autres tests considèrent l'effet létal à court terme des substances polluantes sur les Poissons *Brachydanio rerio* et *Salmo gairdneri*.

Il existe deux grandes catégories de tests, qui répondent à des objectifs différents. La première correspond aux tests de toxicité aiguë. Ceux-ci utilisent la relation existant — dans certaines conditions expérimentales — entre la teneur d'une substance et le pourcentage de mortalité qu'elle provoque, au bout d'un temps déterminé, chez les organismes tests. Afin de comparer des substances différentes, on détermine généralement la concentration létale pour 50 % des organismes, ou LC50, pour une durée d'exposition déterminée (voir par exemple SPEHAR *et al.*, 1980 ; HEITMULLER *et al.*, 1981 ; LEWIS et VALENTINE, 1981 ; BLUZAT *et al.*, 1982 ; BUIKEMA *et al.*, 1982 ; CHAPMAN *et al.*, 1982 a, b ; VERMA *et al.*, 1982 ; NEBEKER *et al.*, 1983). Le tableau VII donne à titre d'illustration les résultats obtenus à l'aide de *Daphnia magna* pour la comparaison de quelques produits toxiques : ils soulignent notamment l'intérêt de déterminer la LC50 pour diverses durées d'exposition ; on peut ainsi constater que des teneurs faibles peuvent provoquer une mortalité importante au bout d'un temps suffisant.

Si de tels tests sont relativement simples et expressifs, puisqu'on s'appuie sur l'observation d'un effet direct et brutal, ils renseignent cependant mal sur les conséquences à plus long terme de concentrations sublétales. C'est pour obtenir des informations dans ce domaine qu'ont été conçus des tests de toxicité chronique.

Une assez grande variété de critères de détection et de mesure peut être envisagée pour des études de toxicité chronique.

Chez les animaux, les méthodes les plus simples utilisent des critères d'activité. Le rythme d'un mouvement, lié à l'activité respiratoire par exemple, peut donner lieu soit à des

TABLEAU VI

Catégories d'organismes envisagés pour l'établissement de tests de toxicité ou de bioessais (sources bibliographiques diverses, notamment les Actes du Colloque «Indices biotiques», Ministère de l'Environnement, 1985)

Les cas faisant l'objet de normes AFNOR (Association Française de Normalisation) ou ISO (International Standards Organization) sont signalés

	Milieux terrestres	Eaux continentales	Milieux marins
Bactéries	+	+ ISO DIS 8192	
Levures		+	
Algues unicellulaires	+	+ AFNOR T 90 304 projet 150	+
Lichens	+		
Mousses	+	+	
Phanérogames	+	+	
Protozoaires	+	+	+
Planaires		+	
Annélides	+		+
Mollusques		+	+
Acariens	+		
Crustacés		+ AFNOR T 90 301 ISO 6341	+
Insectes	+	+	
Echinodermes			+
Poissons		+ AFNOR T 90 303 AFNOR T 90 305 ISO DIS 73 46	+
Batraciens		+	
Mammifères	+	+	

TABLEAU VII

Toxicité aiguë d'une amine aliphatique (Primène JM-T), d'un tributyl phosphate (TBP) et du cadmium sur *Daphnia magna*. Les expériences ont été conduites à 20°C, sur des lots de néonates, avec trois durées d'exposition (d'après DAVE et al., 1981)

Substances testées	LC 50 (mg/l)		
	24 H	48 H	72 H
Primène JM-T	0,202	0,099	0,087
T B P	12,8	3,65	2,10
CADMIUM	0,309	0,069	0,040

mesures en continu, soit à des mesures de courte durée, mais aisément répétées au cours du temps (MARCHETTI, 1962 ; SPRAGUE, 1971 ; WALLER, 1971 ; CAIRNS et al., 1970, 1973, 1980). Une autre possibilité est la mesure de l'endurance des organismes, par exemple l'endurance à la nage chez les poissons (CAIRNS, 1966 ; BRETT, 1967 ; cités par LESEL, 1976).

Chez les Phanérogames utilisés comme «phytomètres de pollution», les critères les plus immédiats sont généralement des modifications de l'aspect et de la forme des feuilles (nécroses, chlorose, incurvations), la chute de celles-ci, de fleurs ou de fruits (POSTHUMUS, 1983).

L'intensité d'un processus physiologique peut également être prise en considération, telle l'activité photosynthétique d'une culture d'algues unicellulaires (O'BRIEN et DIXON, 1976 ; VANDERMEULEN et AHERN, 1976 ; KUSK, 1981), éventuellement révélée par la fluorescence des chlorophylles (BENECKE et al., 1982). L'intensité des échanges gazeux liés à la respiration est également prise comme critère, sur de multiples espèces allant des bactéries aux vertébrés. Les mesures peuvent concerner des individus isolés, comme l'ont fait par exemple MORAITOU-APOSTOLOPOULOU et al., (1982) sur la crevette *Palaemon elegans* pour tester les effets de métaux lourds polluant le Golfe d'Athènes, ou des cultures d'organismes de petite taille, algues unicellulaires, protozoaires (voir par exemple KUSK, 1981 ; SLABBERT et MORGAN, 1982 ; SLABBERT et al., 1983), des oligochètes aquatiques en élevage (CHAPMAN et al., 1982c). On a aussi pratiqué des bioessais utilisant l'activité de biosynthèse de pigments dans des larves d'oursins (BAY et OSHIDA, 1983), ou même l'inhibition de l'activité de prédation de protozoaires sur des bactéries bioluminescentes, la mesure de la bioluminescence donnant une indication sur l'activité des prédateurs (VARON et SHILO, 1981). En milieu terrestre, on a envisagé le taux d'oxydation de l'hydrogène dans des sols — mesuré à l'aide du tritium comme marqueur — comme indicateur des effets toxiques de certains composés (ROGERS et McFARLANE, 1982).

La détection d'agents toxiques peut aussi se faire à l'aide de modification du développement. On a ainsi proposé des tests utilisant le développement d'oeufs d'oursins (voir par exemple KINAE et al., 1981). Des tests portent aussi sur la reproduction de *Daphnia magna*, dont les possibilités d'utilisation ont par exemple été discutées par MÜLLER (1982). On peut aussi considérer la croissance individuelle d'organismes tests. Cela suppose que l'on puisse comparer par exemple la croissance linéaire ou pondérale des organismes exposés à ces agents à celle d'individus qui ne le sont pas, mais dont les

conditions de culture ou d'élevage sont par ailleurs identiques.

De nombreux tests utilisent la croissance de populations d'organismes unicellulaires, en particulier de Bactéries d'Algues, de Protozoaires (par exemple GUTHRIE *et al.*, 1981; GAUR et KUMAR, 1981; COUTURE *et al.*, 1981; KUSK, 1981; ELORANTA, 1982; DIVE, 1981; WALSH *et al.*, 1982).

Enfin, on peut détecter la présence d'agents polluants dans le milieu par le biais de leurs effets à l'échelle histologique dans divers organismes. L'ouvrage «Animals as monitors of environmental pollutants», publié par la National Academy of Sciences (N.A.S., 1979), offre une large documentation sur ce sujet.

Les critères qui viennent d'être passés en revue, hormis ceux relatifs à la croissance de populations, expriment des perturbations à l'échelle des individus. L'exposition chronique à des agents toxiques pouvant réduire l'espérance de vie, on peut aussi étudier la survie de cohortes d'individus calibrés soumis en permanence à une certaine concentration d'une substance à tester ou au milieu (air, eau, sol) faisant l'objet d'une procédure de bioévaluation. Pour que les tests ne durent pas trop longtemps, il est judicieux d'utiliser des organismes à cycle vital court; la figure 7 donne un exemple simple de ce type de test.

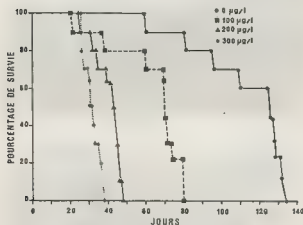


FIG. 7. — Courbes de survie de cohortes de *Daphnia magna* soumises à quatre concentrations de zinc (d'après WINNER, 1981)

Une toxicité chronique, agissant à moyen et à long terme, est susceptible d'affecter les espèces vivant dans un écosystème pollué à divers stades de leurs développements. Des bioessais utilisant des espèces prises à un stade particulier peuvent — si celui-ci n'est pas le plus sensible — ne pas rendre compte des risques réellement encourus. Il a donc été parfois préconisé de développer des bioessais utilisant les organismes-tests aux diverses étapes de leur cycle (STEPHAN et MOUNT, 1973). Toutefois, cela risque de conduire à des procédures longues et coûteuses. Des bioessais plus rapides peuvent être envisagés lorsque les études sur les cycles complets révèlent certains stades particulièrement sensibles. De ce point de vue, l'utilisation des oeufs de Batraciens ou de Poissons est intéressante pour des tests en milieu aquatique (BIRGE *et al.*, 1979; DAVE *et al.*, 1981).

Dans le même esprit, divers auteurs ont attiré l'attention sur le fait qu'outre des effets directs sur certains organismes, les agents toxiques ont des effets indirects liés à l'interdépendance des espèces au sein des réseaux trophiques. De façon générale, ces effets sont de deux ordres. Tout d'abord, certaines espèces qui jouent un rôle-clé dans le fonctionnement

trophique d'un écosystème pouvant être particulièrement sensibles à certains agents, leur régression peut s'avérer catastrophique pour les espèces qui en dépendent; aussi bien les tests de toxicité que les bioessais de détection devraient donc de préférence utiliser ces espèces-clés. En second lieu, le fonctionnement des chaînes trophiques peut conduire à la concentration progressive de certaines substances dans les espèces en bout de chaîne alimentaire: c'est le phénomène bien connu de biomagnification, qui peut soumettre ces espèces à des doses élevées de substances toxiques.

Des recherches ont été engagées sur la mise au point des chaînes trophiques expérimentales, en particulier en milieu marin et en eau douce (voir par exemple BOUDOU *et al.*, 1977; RIBEYRE *et al.*, 1979). Certains chercheurs ont même entrepris de reconstituer des communautés complexes pour tester les effets de divers polluants sur leur composition (ELMGREN *et al.*, 1980; GRASSLE *et al.*, 1980; SHERIDAN et BADGER, 1981; TAGATZ et IVEY, 1981; TAGATZ *et al.*, 1982). HANSEN et GARTON (1982), par exemple, ont reconstitué en laboratoire un peuplement d'eau courante pour apprécier les effets d'un insecticide sur la communauté d'un écosystème pouvant recevoir cette substance après son épandage (Fig. 8). De façon analogue, TAGATZ *et al.* (1983) ont recherché les effets d'un produit utilisé dans l'industrie des plastiques, le di-n-butyl phthalate, fréquents dans les rejets industriels et urbains, sur des communautés benthiques d'estuaire, reconstituées dans des aquariums spontanément colonisés à partir des larves planctoniques contenues dans l'eau d'alimentation prélevée *in situ*.

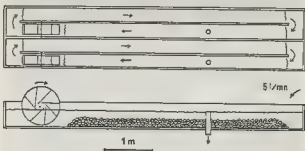


FIG. 8. — Cours d'eau artificiel utilisé pour tester les effets de substances toxiques sur des assemblages d'organismes benthiques (modifié, d'après HANSEN et GARTON, 1982). Les roues à palettes, entraînées par moteur, assurent un courant de 30 cm/s. Les invertébrés benthiques, prélevés dans la nature, sont répartis au hasard dans 5 paires de cours d'eau et s'installent dans les couches de graviers. Après équilibre de la faune (3 mois), quatre paires sont soumises à un flux contrôlé de substance toxique, la cinquième paire servant de témoin. L'évolution des assemblages est suivie par échantillonnage périodique pendant plusieurs mois.

Au stade actuel, les recherches de ce type relèvent de la problématique des tests de toxicité, en même temps qu'elles visent à mieux comprendre les effets écologiques des pollutions. Cependant elles ouvrent aussi la voie à la mise au point de bioessais sur des microécosystèmes expérimentaux.

Un dernier aspect important de l'emploi possible des bioessais correspond à la mise en oeuvre de programmes de «surveillance» («biomonitoring» des auteurs anglo-saxons). Dans cette perspective, on peut concevoir cette utilisation aussi bien pour apprécier le degré de pollution d'un milieu naturel et ses fluctuations temporelles — il s'agit alors effectivement de bioévaluation au sens strict — que pour surveiller la toxicité potentielle d'effluents domestiques ou industriels avant leur rejet dans des milieux naturels, auquel cas il y a simplement mise en oeuvre de tests de toxicité. La surveillance, dans les deux situations, suppose la répétition à inter-

valles réguliers des procédures de détection, ce qui peut conduire soit à l'utilisation de laboratoires mobiles, soit à la mise en place d'installations aussi automatisées que possible, ayant une fonction d'avertissement.

B — QUELQUES EXEMPLES DE PROCÉDURES

Il ne saurait être question de faire ici une revue exhaustive des multiples bioessais réellement au point ou seulement proposés par une abondante littérature. Seuls seront développés quelques uns des exemples qui viennent d'être évoqués, choisis parce qu'ils illustrent bien certains problèmes importants que l'on rencontre dans la mise au point et l'utilisation de bioessais.

Dans ce but, il est plus intéressant de considérer des procédures cherchant à détecter des effets subtils que les nombreux tests qui font appel à la «mortalité standard». En effet, parce qu'elles prennent en compte des phénomènes plus discrets, ces procédures donnent une meilleure idée des difficultés liées à la standardisation des protocoles et à l'interprétation des données.

1. Exemples de procédures utilisables au laboratoire

a) *Détection d'hydrocarbures en solution dans l'eau de mer par la biot de modifications comportementales chez un Crustacé Décapode (PEARSON et al., 1981).*

La détection de la fraction soluble de pétroles bruts déversés en mer peut être difficile lorsqu'il s'agit de contaminations chroniques impliquant des concentrations assez faibles, d'autant qu'il est délicat de distinguer les hydrocarbures d'origine pétrolière des hydrocarbures d'origine biologique (actuelle). Les auteurs ont testé la possibilité de détecter la fraction soluble des pétroles bruts à partir de modifications de rythme des battements des antennes chez le Crabe *Callinectes sapidus*, appendices porteurs de nombreux chémorécepteurs, à partir aussi de l'étude des mouvements des maxillipèdes.

Les animaux prélevés dans la nature sont mis en élevage pendant 2 à 3 semaines avant les expériences, ce qui doit permettre une certaine homogénéisation de leurs états physiologiques. Ce sont tous des juvéniles.

Les tests sont effectués dans des chambres individuelles alimentées en permanence par de l'eau de mer filtrée. Les solutions de polluants sont introduites selon des procédures permettant de connaître les concentrations maximales atteintes dans les chambres, compte-tenu du flux d'eau permanent.

Les animaux sont introduits 24 h environ avant l'injection des polluants, précaution visant sans doute à résorber les effets du stress provoqué par ce transfert. Chaque animal est suivi 120s avant et 120s après l'injection. L'observateur enregistre avec un compteur manuel les battements d'une antenne et relève la durée de battement des maxillipèdes.

Pour apprécier l'existence de modifications de ces comportements, les auteurs ont considéré le rapport R du nombre des battements antennulaires pendant les 120s suivant l'injection à leur nombre pendant les 120s précédentes, ainsi que la durée du battement des maxillipèdes au cours des 120s après l'injection. Lorsque R est significativement supérieur à 1 et que cette durée est significativement supérieure à 0s, on admet que l'animal a détecté la présence des polluants. Les valeurs-seuils ($\alpha = 0,05$), respectivement 1,10 et 55s, ont été

déterminées par des mesures préalables en conditions non perturbées.

Ces critères individuels étant ainsi fixés, les auteurs considèrent ensuite le pourcentage des animaux (24 sont testés à chaque fois) qui ont réagi à une concentration donnée de polluants. L'établissement d'une équation de régression entre ce pourcentage et le logarithme de la concentration permet ensuite le calcul d'une concentration-seuil ; sans doute par analogie avec la LC 50, les auteurs ont choisi pour seuil la concentration détectée par 50 % des animaux ; dans le cadre de leur expérience elle se situe entre 10^{-4} et 10^{-6} mg/l d'hydrocarbures solubles. Les crabes *Callinectes sapidus*, se révélant ainsi capables de détecter les concentrations bien inférieures à celles que l'on observe lors de déversements de pétrole brut, pourraient donc servir pour des bioessais de repérage de pollution chronique.

b) *Utilisation des modifications du rythme respiratoire chez des poissons pour détecter des polluants (CAIRNS et al., 1970; 1973; 1980).*

Dans son principe, la méthode proposée par CAIRNS et ses collaborateurs est proche de la précédente, mais elle a donné lieu à une automatisation de la collecte et du traitement des données.

Chaque poisson est placé dans une chambre individuelle. Les signaux électriques liés aux mouvements respiratoires sont captés par des électrodes placées aux extrémités de l'aquarium, amplifiés et enregistrés (Fig. 9). Afin d'éviter l'influence de perturbations parasites, les aquariums ont leurs côtés peints en noir (isolement visuel des animaux) et sont installés sur des supports minimisant la transmission de bruits ou de vibrations du sol. Le cycle nyctéméral est reproduit. L'eau est renouvelée en permanence.

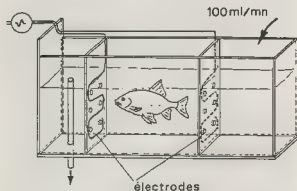


FIG. 9. — Chambre d'enregistrement des potentiels d'action associés aux mouvements respiratoires de poissons. Adapté de CAIRNS et al., 1980. Les déplacements des poissons peuvent en outre être enregistrés par interruption d'un faisceau lumineux excitant une cellule photoélectrique.

Comme dans le cas précédent, la première difficulté consiste à définir la «réponse» individuelle à l'introduction d'une certaine dose d'agent toxique. Il est nécessaire d'établir, pour chaque poisson utilisé, un cycle de référence, précisant les variations nyctémérales normales de son activité respiratoire, ce qui suppose une période d'enregistrement avant la mise en contact avec les polluants. L'installation des animaux dans les chambres provoque un stress, accompagné d'une accélération du rythme respiratoire le premier jour. En conséquence, les auteurs ont admis qu'il y a une réponse signifi-

cative à un polluant lorsqu'on observe, à un moment précis du cycle journalier, un rythme plus élevé qu'au même moment de la première journée. En outre, comme certaines substances peuvent inhiber l'activité respiratoire, un niveau minimal normal doit également être défini pour chaque phase du cycle (Fig. 10).

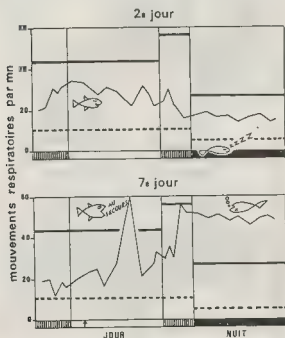


FIG. 10. — Rythme respiratoire d'un poisson exposé à de l'eau sans addition de zinc le 2e jour après son installation dans la chambre d'enregistrement, puis soumis le 7e jour, à partir de 10 heures (Néche), à une dose de 4,16 mg/l de zinc.

La ligne continue supérieure indique le rythme maximum observé le 1er jour, rythme lié au stress du transfert et de l'installation. Le tiret inférieur représente le rythme minimum normal.

Adapté de CAIRNS *et al.*, 1973.

Une réponse individuelle isolée pouvant être accidentellement provoquée par d'autres facteurs que la ou les substances testées, il s'agit ensuite de définir un seuil de détection. Plusieurs animaux étant utilisés en même temps, les auteurs admettent qu'il y a effectivement détection lorsqu'au total deux réponses ou plus sont enregistrées; en effet les tests ont montré qu'en l'absence de polluant, il n'est jamais observé plus d'une «réponse» au sens défini ci-dessus.

c) Discussion

A eux seuls, ces deux exemples mettent déjà en relief certaines des difficultés fondamentales que rencontre la mise au point de tests utilisant des effets sublétaux.

Le premier problème est celui de l'acclimatation des animaux aux conditions expérimentales. Un délai suffisant doit être respecté pour que disparaissent les effets du stress provoqué par les manipulations. Cela allonge les procédures.

Le second, plus important, est celui de la définition de ce qui est une réponse significative, dans un contexte où inter-

vient la variabilité des performances individuelles. Les animaux ne pouvant être parfaitement calibrés, c'est nécessairement par rapport à des données de références individualisées que sont appréciées les modifications comportementales.

Enfin, les réponses n'étant pas forcément spécifiques des polluants testés et pouvant donc être provoquées par des facteurs parasites, il se pose le problème de la validation statistique des observations. Une répétition des tests sur un nombre suffisant d'individus différents est indispensable, ce qui peut nécessiter des installations assez lourdes. En outre, il faut s'assurer de la stabilité des conditions expérimentales, notamment de la température, car la toxicité d'un produit peut varier considérablement en fonction de celle-ci.

2. Exemples de procédures utilisables *in situ*

a) Utilisation de plantes pour surveiller la pollution atmosphérique.

L'emploi de «phytomètres», c'est-à-dire de plantes mises en place dans un milieu pour y détecter des agents polluants et, si possible, en apprécier la concentration, constitue un des types de bioessais les plus classiques, au moins dans son principe (CLEMENTS et GOLDSMITH, 1924; SCHOENBECK, 1971; ISERENTANT et DE SLOOVER, 1976). POSTHUMUS (1983) en a rappelé les aspects essentiels, en particulier à partir de l'expérience acquise dans les réseaux de surveillance mis en place en Allemagne fédérale (SCHOLL, 1974) et aux Pays-Bas (FLOOR et POSTHUMUS, 1977). L'intérêt de ces bioessais, selon POSTHUMUS, est multiple :

- ils constituent une méthode d'étude directe des effets de la pollution ambiante sur les organismes ;
- ils fournissent une mesure des effets combinés de tous les facteurs environnementaux, y compris les polluants de l'air et les conditions atmosphériques ;
- ils permettent l'étude de la relation entre concentrations et effets quand les uns et les autres sont mesurés dans les mêmes sites ;
- ils permettent de suivre dans l'espace et dans le temps les tendances dans l'extension et l'intensité des pollutions ;
- ils permettent parfois l'analyse des composés polluants, lorsque ceux-ci sont accumulés dans certaines plantes ;
- ils constituent un système d'alarme précoce et sensible, qui peut faciliter la mise en œuvre de mesures de prévention.

Tout ceci ne peut évidemment être obtenu qu'au prix d'une rigoureuse standardisation dans le choix des plantes utilisées, des méthodes des cultures et des procédés d'exposition des plantes aux atmosphères testées. Idéalement, des conditions totalement artificielles devraient être réalisées, dans des enceintes où seule varierait la qualité de l'air les traversant.

Dans la pratique, les plantes sont placées dans des bacs contenant un sol standard et munis d'un système d'alimentation en eau permanent. Ces bacs sont mis dans des enceintes où circule l'air extérieur. Des installations témoins, avec filtration de l'air, sont utilisées lorsqu'on ne considère pas la toxicité aiguë, mais aussi les effets d'une toxicité chronique : il faut alors quantifier des différences, que ces effets soient morphologiques ou physiologiques, entre plantes soumises à l'air pollué et celles qui vivent en air purifié.

Les plantes, pour être génétiquement aussi homogènes que possible, sont obtenues par multiplication végétative. Plusieurs espèces ou variétés sont couramment utilisées dans le

réseau de surveillance des Pays-Bas (POSTHUMUS, 1982); le Tabac — en particulier la variété Bel W3 — est fréquemment utilisé dans divers pays (JACOBSON et FEDER, 1974; FLOOR et POSTHUMUS, 1977; ASHMORE *et al.*, 1978; RO-POULSEN *et al.*, 1981; STEUBING, 1982).

b) Mesure de la pollution atmosphérique par SO_2 avec des bioessais utilisant un acarien corticole (LEBRUN, 1981; ANDRE *et al.*, 1982).

L'idée directrice de cette méthode est de placer aux nœuds d'un réseau de surveillance de la pollution d'une grande agglomération, dans des conditions standard, des lots d'un Acarien dont la sensibilité au SO_2 a été préalablement prouvée, la mortalité observée en un temps déterminé pouvant être dépendante de la concentration en SO_2 .

Ce protocole a été testé à Bruxelles; les essais ont été effectués aux points de mesure de la pollution, ce qui a permis de mettre en évidence une relation approximativement exponentielle entre la mortalité et la concentration en SO_2 de l'atmosphère. Les auteurs en déduisent que ce bioessai, facile à réaliser, pourrait contribuer à la surveillance à court terme et à la cartographie de la pollution atmosphérique des agglomérations. Cette technique serait plus intéressante que l'analyse des peuplements lichéniques spontanés, car plus spécifique et capable de révéler des variations assez rapides.

c) Discussion

Comme le montrent ces deux exemples, l'objectif des bioessais *in situ* peut être d'établir des réseaux de surveillance. Ceci suppose, évidemment, une stricte standardisation des procédures, sans laquelle il serait illusoire de prétendre dégager des évolutions ou dresser des cartes.

Le problème se pose immédiatement de l'intérêt de telles méthodes par rapport aux techniques physico-chimiques de détection et de mesure des polluants.

A priori, la méthode de LEBRUN et de ses collaborateurs a un coût très faible, car elle n'exige aucun matériel sophistiqué. En revanche, des réseaux de systèmes de culture contrôlée de plantes indicatrices peuvent rapidement devenir onéreux.

La méthode de LEBRUN se donne pour seul objectif une estimation facile du niveau de pollution en SO_2 , en vue d'une surveillance, sans aucunement préjuger des effets de ces composés sur d'autres organismes que l'espèce-test. Au contraire, POSTHUMUS (1983) suggère que les plantes indicatrices — au sens de « phytomètres » — peuvent informer sur les effets des pollutions atmosphériques sur les autres plantes, cultivées ou spontanées, ce qui n'est pas évident. En vérité, il pourrait être dangereux d'assigner des objectifs trop ambitieux à des bioessais dont l'intérêt principal devrait être de donner, pour un coût faible, une estimation convenable, sous forme d'ordres de grandeur, des concentrations des polluants dans l'atmosphère.

3. La surveillance biologique intégrée d'un site industriel.

CAIRNS et ses collaborateurs (1973) ont poussé assez loin la réflexion sur l'installation de systèmes de surveillance des rejets industriels utilisant des bioessais avec des poissons.

La figure 11 montre comment de telles installations pourraient être organisées. Des « unités de surveillance » sont

constituées de batteries d'aquariums individuels associées à des systèmes d'enregistrement des mouvements respiratoires de poissons (cf. fig. 9). Certains animaux sont soumis aux rejets, mélangés en proportions définies à l'eau d'une rivière réceptrice, captée en amont; les autres, soumis à cette eau seule, servent de témoins.

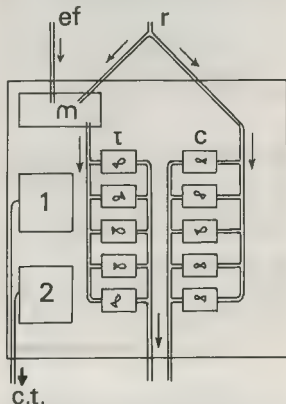


FIG. 11. — Unité de surveillance d'effluents industriels utilisant l'enregistrement des rythmes respiratoires et des déplacements de poissons.

ef : effluent testé r : eau prélevée en rivière, en amont du site industriel m : mélangeur t : animaux testés c : animaux de contrôle 1 : enregistrement des rythmes respiratoires 2 : enregistrement des déplacements c.t. : centre de traitement des données

Adapté de CAIRNS *et al.*, 1973.

Des unités de ce type peuvent être réparties en plusieurs points du système d'évacuation de rejets, lorsque ceux-ci ont des origines différentes. L'ensemble peut être complété par des unités servant à contrôler la qualité de l'eau en amont et en aval du site. CAIRNS *et al.* (1973) ont même proposé de développer de tels systèmes à l'échelle d'un bassin versant (Fig. 12).

La faisabilité de telles installations, en tout cas à l'échelle d'un site industriel, a été évaluée par WESTLAKE et VAN DER SCHALIE (1977), dont les conclusions sont positives. On doit néanmoins s'interroger sur la lourdeur de ces systèmes de surveillance, compte-tenu des problèmes délicats posés par les bioessais utilisant l'activité respiratoire de poissons comme critère, ainsi que nous l'avons vu plus haut. L'intérêt en est toutefois la possibilité d'une surveillance en continu, à condition de renouveler régulièrement les animaux. Il faut en effet éviter d'éventuelles accoutumances à des doses sublétales des polluants.

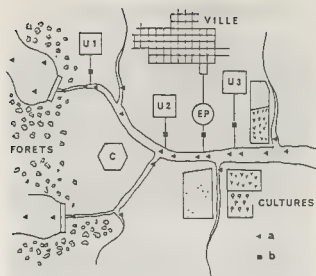


FIG. 12. — Surveillance intégrée à l'échelle d'un bassin versant.

U : usines. EP : usine d'épuration des eaux usées

C : centre de contrôle

a : unités de surveillance de la qualité des cours d'eau, basées sur l'analyse de la structure de communautés d'algues planctoniques ou d'invertébrés (discrimination automatique des formes et et comptage par catégorie)

b : unités de surveillance de rejets industriels (cf. fig. 11).

Adapté de CAIRNS *et al.*, 1973.

II — ANALYSE CRITIQUE DE L'UTILISATION DES BIOESSAIS

La figure 13 permet de replacer les diverses utilisations possibles des tests biologiques par rapport aux objectifs de la bioévaluation. La distinction entre tests de toxicité et bioessai apparaît ainsi clairement. Les premiers ont pour fonction la classification des produits selon leur degré de toxicité, en vue de l'établissement de réglementations, du calcul de redevances, etc. Les seconds ont pour objectif la surveillance des sources de pollution et des milieux pollués, la détection devant être aussi précoce que possible pour que des interventions correctrices soient faites en temps utile (fonction d'avertissement). La surveillance peut porter sur les rejets à la sortie même des sources de pollution, ou bien sur les milieux récepteurs. Dans ce dernier cas, les bioessais contribuent à la détermination de la qualité de ces milieux et constituent ainsi une forme de bioévaluation.

Dans ce contexte, les travaux sur des chaînes trophiques et des microécosystèmes expérimentaux ont une perspective différente. Le but en est davantage la compréhension des mécanismes de circulation des polluants dans les réseaux trophiques et de leur action au niveau systémique. Il n'est évidemment pas interdit de penser que des tests utilisant des systèmes écologiques expérimentaux puissent servir pour des analyses comparatives de toxicité ou des opérations de surveillance. Cependant les difficultés déjà rencontrées avec les tests utilisant des individus isolés risquent d'être par trop démultipliées.

C'est donc à l'échelle des tests «simples» qu'il convient déjà de discuter certains problèmes essentiels.

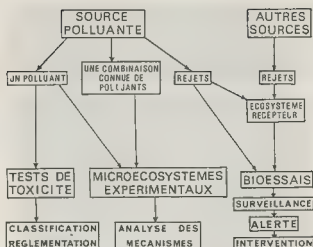


FIG. 13. — Les diverses utilisations des tests biologiques.

A — L'ANTINOMIE STANDARDISATION-REPRÉSENTATIVITÉ

Les tests de toxicité, au sens strict, n'ont d'intérêt que s'ils sont au maximum standardisés : on ne peut concevoir une classification des substances et la mise au point de réglementations nationales et internationales qu'à cette condition.

La standardisation porte d'une part sur les organismes utilisés, d'autre part sur les protocoles. En ce qui concerne les organismes, il faut choisir des espèces répondant en particulier aux critères suivants (Actes du colloque «Indices biotiques», Ministère de l'Environnement, 1985) :

- avoir une physiologie connue ;
- être disponibles, de préférence toute l'année et dans différents pays, et si possible pouvoir être obtenues par élevages ou culture ;
- être faciles à manipuler au laboratoire ;
- être d'un coût aussi limité que possible.

Il faut aussi, évidemment, que ces espèces se prêtent bien à une calibration des individus. Celle-ci ne suffit cependant pas à éliminer totalement les effets de la variabilité individuelle, si ce n'est peut-être dans le cas de végétaux obtenus par multiplication asexuée. Ces contraintes expliquent que peu d'espèces aient été retenues jusqu'à présent pour l'établissement de normes internationales.

La standardisation des protocoles est sans doute plus facile à obtenir. Toutefois, la maîtrise d'un maximum de paramètres physico-chimiques implique un degré élevé d'artificialisation. Les conditions expérimentales perdent alors toute représentativité, non seulement — c'est évident — vis-à-vis des milieux naturels, mais aussi vis-à-vis des effluents urbains ou industriels dont les paramètres physiques et chimiques varient considérablement dans l'espace et dans le temps.

La recherche d'une représentativité correcte des bioessais n'a d'intérêt que si on en précise bien les objectifs. Ceci suppose que l'on réponde aux questions suivantes : de quel processus un bioessai doit-il être représentatif et en quoi cette représentativité est-elle utile ?

La surveillance du degré de pollution d'un milieu ou, en amont, du degré de toxicité potentielle d'un rejet vis-à-vis du milieu récepteur, est utile si elle permet l'alerte lorsque les

risques de perturbation s'accroissent. Il faut donc que le système de surveillance permette d'évaluer le risque objectif encouru par le milieu récepteur tel qu'il est, avec ses caractères propres. Si le système de surveillance sous-estime les risques, des accidents pourraient survenir trop fréquemment. Il ne faut pas davantage qu'il les surestime, car il provoquerait trop souvent des interventions coûteuses.

Apparaît ainsi, en arrière-plan, toute la problématique liée à la notion de perturbation. Quand peut-on dire qu'un écosystème est perturbé ? A partir de quelle ampleur une perturbation met-elle en danger l'existence d'un écosystème, compte-tenu des capacités de stabilisation de celui-ci ? Faute d'une écologie fondamentale suffisamment développée, ces questions restent le plus souvent sans réponses concrètes.

Dans la pratique, ce sont donc des solutions à fort degré d'empirisme qui peuvent être envisagées. Les organismes utilisés dans les bioessais doivent donc de préférence appartenir à des espèces vivant effectivement dans les milieux récepteurs ; ils doivent être choisis parmi des espèces d'autant plus sensibles aux perturbations que l'on recherche une plus grande précocité de l'alerte. C'est ici que joue le plus l'appréciation subjective des risques. On comprend alors l'importance des recommandations suggérant d'utiliser conjointement des organismes situés à différents niveaux trophiques (LESEL, 1976 ; Actes du Colloque «Indices biotiques», Ministère de l'Environnement, 1985). On comprend aussi l'intérêt des recherches sur chaînes alimentaires et microécosystèmes expérimentaux, dans la mesure où elles peuvent aider à déterminer les points faibles des systèmes naturels qu'ils représentent.

Il ne suffit pas que les organismes soient judicieusement choisis. Il faut encore que les conditions d'exposition aux polluants soient comparables à celles du milieu naturel. Les tests qui visent à déterminer l'effet d'une substance isolée, même si toute une gamme de concentrations est prise en compte, ignorent tout ou presque des conditions réelles dans lesquelles la substance est susceptible d'agir : il se pose en réalité des problèmes d'additivité, de synergie ou d'inhibition entre produits simultanément présents dans le milieu. Dans l'eau, par exemple, l'action d'un toxique peut différer considérablement selon qu'il existe ou non des particules en suspension capables de l'absorber : sa toxicité peut être modifiée, ou concerner des organismes différents ; de même il faut tenir compte de son piégeage possible par les sédiments, etc.

Les procédures qui réalisent un mélange — en proportions représentatives — des rejets et de l'eau du milieu récepteur sont assez satisfaisantes, comme celles préconisées par CAIRNS *et al.* (1973). En effet, les animaux sont ainsi soumis à l'ensemble des substances contenues dans les rejets et de celles déjà présentes dans le milieu naturel. Il est cependant encore plus intéressant d'envisager des bioessais *in situ*, en s'inspirant de la méthode des phytomètres. La mise en place des organismes dans des enceintes soumises aux conditions mêmes du milieu offre la meilleure représentativité possible (voir par exemple MANDL *et al.*, 1973 ; EIDE et JENSEN, 1979 ; COOKE, 1981).

Toute réponse significative constituera alors l'annonce certaine d'un changement effectif de la qualité du milieu. Cet avantage est malheureusement contrebalancé par le fait que les facteurs ayant pu provoquer la réponse — isolément ou en interaction — sont si nombreux qu'il devient difficile de remonter de l'effet à la cause, donc de décider d'actions correctrices. Organisés dans l'esprit des suggestions de CAIRNS *et al.* (1973), des réseaux de surveillance permettraient peut-être de pallier cet inconvénient en facilitant le repérage spatial et temporel des perturbations.

B — LA DÉFINITION DES RÉPONSES

Comme l'ont montré les quelques exemples présentés plus haut, la détection d'un facteur perturbant — réel ou potentiel — passe généralement par deux étapes. La première est la définition d'une réponse à l'échelle individuelle, la seconde la confirmation statistique qu'il se passe bien quelque chose. Evidemment, cette distinction n'a pas lieu d'être lorsque les bioessais mesurent un phénomène intégrant directement les réponses individuelles, comme l'activité respiratoire d'une culture de microorganismes ou l'activité photosynthétique d'algues unicellulaires.

Quel que soit le système envisagé, les tests les plus intéressants sont ceux qui donnent des réponses proportionnées à la concentration des agents polluants. Si une échelle suffisamment précise peut être établie, les bioessais peuvent alors permettre non seulement la détection, mais aussi de véritables mesures.

Pour établir un système d'alerte, il faut ensuite définir des seuils. Ceux-ci peuvent être «objectifs», lorsqu'une réponse n'apparaît qu'à partir du moment où le facteur perturbant atteint une certaine intensité. Il reste néanmoins à savoir si, une fois le seuil atteint ou dépassé, un risque est effectivement encouru à l'échelle du système écologique récepteur. Dans d'autres cas, la relation de cause à effet peut n'être que très progressive, sans accélération brusque ; la définition d'un seuil au-delà duquel on considère qu'il y a un risque devient alors très arbitraire. Dans des tests de toxicité aiguë par exemple, employés en tant que bioessais, l'alerte doit-elle intervenir seulement lorsque la LC 50 est atteinte, ou en deçà, ou au-delà ?

Le travail évoqué plus haut de PEARSON *et al.* (1981) sur l'utilisation des mouvements antennulaires du crabe *Callinectes sapidus* illustre le même problème, cette fois dans le cas du repérage d'une toxicité subletale. En vérité, autant la fixation arbitraire d'un seuil comme la LC 50 est justifiée pour évaluer la toxicité relative de différentes substances, autant il est délicat de fixer un seuil d'alerte avec des procédures du type bioessai en l'absence d'une connaissance réelle des risques encourus. La prudence invite alors à fixer des seuils aussi bas que possible, la limite étant souvent imposée par des considérations économiques ; plus un seuil est bas, plus le coût de l'épuration des rejets est élevé, plus les interventions correctrices risquent d'être fréquentes.

Quoi qu'il en soit, le problème reste d'établir des procédures qui aient une reproductivité satisfaisante. En effet, même si on ne vise pas une standardisation d'intérêt national ou international, mais simplement la mise au point d'une technique à usage local, celle-ci doit être suffisamment fiable pour permettre des sondages périodiques comparables ou, mieux, une surveillance continue. Dans cette perspective, la stabilité génétique des organismes utilisés est particulièrement importante. De même, il est essentiel de choisir des critères de réponse qui prennent bien en compte des modifications des performances individuelles, modifications dont on s'assure de la validité statistique en soumettant aux tests un nombre d'organismes à chaque fois suffisant.

CONCLUSIONS

La littérature offre une grande variété de propositions de bioessais, dont certains sont d'une remarquable ingéniosité. Bien des auteurs, et notamment LEBRUN (1980), ont fait ressortir l'intérêt des bioessais vis-à-vis des méthodes physico-chimiques de détection et de dosage. Outre un coût généralement plus faible — ce qui permet de multiplier les mesures —, les bioessais sont susceptibles de donner une

information sur l'activité effective des substances détectées vis-à-vis des êtres vivants

C'est là qu'intervient toute la problématique de la représentativité des méthodes. Sans entrer à nouveau dans la discussion de cette délicate question, il faut en souligner deux aspects qui devraient donner lieu à un accroissement de l'effort de recherche.

Le premier concerne la relation entre toxicité aiguë et toxicité chronique, problème qui a été posé de façon pertinente notamment par STEPHAN et MOUNT (1973), LESEL (1976) et KENAGA (1982). Comme le soulignent les premiers auteurs, le développement des réglementations devrait conduire à la réduction des émissions brutales et intenses de toxiques dans les milieux naturels et, en revanche, au développement d'émissions à des concentrations faibles, mais de longue durée. Des coefficients empiriques ont souvent été appliqués aux LC 50 pour en déduire les concentrations tolérables. On peut aussi utiliser un paramètre combinant la dose de polluant et le temps d'exposition. Il est cependant nécessaire d'établir des relations plus rigoureuses, à la fois pour une grande variété de substances et pour une grande variété d'organismes-tests.

Le second problème est celui des interactions entre polluants et facteurs du milieu d'une part, entre polluants différents d'autre part. LEBRUN *et al.* (1978), LEBRUN (1980), THOMPSON *et al.* (1980), POWELL et FIELDER (1982) offrent quelques exemples de recherches dans ce domaine. La toxicité d'une substance s'exprime en effet dans le cadre de milieux déterminés, où d'autres produits peuvent être déjà présents. Mieux comprendre les dépendances qui s'établissent ainsi et conditionnent les effets réels des toxiques sur les organismes est un objectif important. Cependant, les combinaisons sont infinies et on ne peut raisonnablement envisager que l'étude de situations malgré tout assez simples.

La conception d'une politique de recherche dans le domaine des bioessais devrait donc résulter d'une réflexion approfondie débouchant sur des choix limités et précis. Sinon, le risque est grand de voir les travaux s'orienter en tous sens, sans aucune cohérence. C'est d'ailleurs l'impression que donne l'analyse des résultats de notre sondage bibliographique. En réaction contre les «excès» de la standardisation — en réalité pour les tests de toxicité — on prône ici et là la nécessité d'adapter les bioessais aux conditions locales, en vue d'une meilleure représentativité. Dans ce contexte, chaque chercheur aura tendance à prétendre que le groupe d'organismes dont il est spécialiste est particulièrement favorable à la mise au point de bioessais. Pourquoi alors ne pas aller, par exemple, jusqu'à tester la sensibilité de toutes les espèces d'acariens édaphiques, en considérant séparément leurs diverses stades, ceci vis-à-vis de 10, 100, 1000... substances différentes, chacune essayée à 10, 20, 100 concentrations, à diverses températures et dans des conditions de jeûne plus ou moins prolongé. Certains prétendront qu'ainsi on pourrait peut-être trouver des «réactifs biologiques» spécifiques de chaque substance, mais en réalité cela paraît bien utopique.

Il est sans doute plus réaliste de mettre au point des bioessais qui détectent les altérations de la qualité des milieux, même s'ils ne permettent pas toujours d'en déceler les causes exactes. Utilisés dans le cadre de réseaux normalisés de surveillance, portant à la fois sur les milieux récepteurs et les sources de polluants, ils peuvent au moins guider la recherche des perturbations.

Cependant, ne considérer que la «qualité» globale des milieux soulève à son tour de difficiles problèmes. Nous les approfondirons à propos de l'utilisation des indices biotiques et autres systèmes de bioévaluation fondés sur les modifications des communautés naturelles.

RÉFÉRENCES

- ANDRE (H.M.), BOLLY (C.) & LEBRUN (P.), 1982. — Monitoring and Mapping Air Pollution through an Animal Indicator: a New and Quick Method. *J. Appl. Ecol.*, 19 (1), 107-111.
- ASHMORE (M.R.), BELL (J.N.B.) & REILLY (C.L.), 1978. — A survey of ozone levels in the British Isles using indicator plants. *Nature*, 276, 813-815.
- BAY (S.M.) & OSHIDA (P.S.), 1983. — A simple new bioassay based on echinochrome synthesis by larval sea urchins. *Mar. Environ. Res.*, 8 (1), 29-39.
- BENECKE (G.), FALKE (W.) & SCHMIDT (D.), 1982. — Use of algal fluorescence for an automated biological monitoring system. *Bull. Environm. Contam. Toxicol.*, 28 (4), 385-395.
- BIRGE (W.J.), BLACK (J.A.) & WESTERMAN (A.G.), 1979. — Evaluation of aquatic pollutants using fish and amphibian eggs as bioassay organisms. In: *Animals as monitors of environmental pollutants*, National Academy of Sciences, Washington, 108-118.
- BLUZAT (R.), JONOT (O.) & SEUGE (J.), 1982. — Acute toxicity of a fungicide, thiram (dithiocarbamate), in the freshwater amphipod *Gammarus pulex*. *Environ. Pollut.*, ser. A, 29 (3), 225-233.
- BOLDOU (A.), DELARCHE (A.), RIBEYRE (F.) & MARTY (R.), 1977. — Modèles expérimentaux en écotoxicologie : chaînes trophiques en milieu limnique. *Bull. Ecol.*, 8 (4), 401-414.
- BRETT (J.R.), 1967. — Swimming performance of sockeye Salmon (*Oncorhynchus nerka*) in relation to fatigue time and temperature. *J. Fish. Res. Bd. Can.*, 24, 1731-1741.
- BUJIKEMA (A.L., Jr.), NIEDER LEHNER (B.R.) & CAIRNS (J., Jr.), 1982. — Biological monitoring IV Toxicity testing. *Water Res.*, 16 (3), 239-262.
- CAIRNS (J., Jr.), 1966. — Don't be half-safe The current revolution in bioassay techniques. *Proc. 21st. Int. Waste Conf.*, Purdue Univ., Engng. Extn. Ser., 121, 559-567.
- CAIRNS (J., Jr.), DICKSON (K.L.), SPARKS (R.E.) & WALLER (W.T.), 1970. — A Preliminary Report on Rapid Biological Information Systems for Water Pollution Control. *J. Water Pollut. Control. Fed.*, 42, 685-703.
- CAIRNS (J., Jr.), SPARKS (R.E.) & WALLER (W.T.), 1973. — A Tentative Proposal for a Rapid In-Plant Biological Monitoring System. In: CAIRNS (J., Jr.) & DICKSON (K.L.) eds.: *Biological Methods for the Assessment of Water Quality*. American Soc. for Testing and Materials, Philadelphie, 127-147.
- CAIRNS (J., Jr.), THOMPSON (K.W.), LANDERS (J.D., Jr.), MCKEE (M.J.) & HENDRICKS (A.C.), 1980. — Suitability of some fresh water and marine fishes for use with a minicomputer interfaced biological monitoring system. *Water Resources Bulletin*, 16 (3), 421-427.
- CHAPMAN (P.M.), FARRELL (M.A.) & BRINKHURST (R.O.), 1982a. — Relative tolerances of selected aquatic oligochaetes to individual pollutants and environmental factors. *Aquat. Toxicol.*, 2 (1), 47-67.
- CHAPMAN (P.M.), FARRELL (M.A.) & BRINKHURST (R.O.), 1982b. — Relative tolerances of selected aquatic oligochaetes to combinations of pollutants and environmental factors. *Aquat. Toxicol.*, 2 (1), 69-78.
- CHAPMAN (P.M.), FARRELL (M.A.) & BRINKHURST (R.O.), 1982c. — Effects of species interactions on the survival and respiration of *Limnodrilus hoffmeisteri* and *Tubifex tubifex* (Oligochaeta, Tubificidae) exposed to various pollutants and environmental factors. *Water Res.*, 16 (9), 1405-1408.
- CLEMENTS (F.E.) & GOLDSMITH (G.W.), 1924. — The phytometer method in ecology. *Carnegie Inst. Wash. Publ.*, 356.
- COOKE (A.S.), 1981. — Tadpoles as indicators of harmful levels of pollution in the field. *Environ. Pollut.*, ser. A, 25 (2), 123-133.

- COUTURE (P.), COUILLARD (D.) & CROTEAU (G.), 1981. — Un test biologique pour caractériser la toxicité des eaux usées. *Environ. Pollut.*, ser. B, 2, 217-222.
- DAVE (G.), ANDERSSON (K.), BERGLIND (R.) & HASSELROT (B.), 1981. — Toxicity of eight solvent extraction chemicals and of cadmium to water fleas, *Daphnia magna*, Rainbow trout, *Salmo gairdneri*, and Zebrafish, *Brachydanio rerio*. *Comp. Biochem. Physiol.*, 69 C, 83-98.
- DIVE (D.), 1981. — *Nutrition et croissance de Colpidium campyllum : contribution expérimentale : possibilités d'application en écotoxicologie*. Thèse Doctorat Sc. Nat Université de Lille, 285 p.
- EIDE (I.), JENSEN (A.), 1979. — Application of *in situ* cage cultures of phytoplankton for monitoring heavy metal pollution in two Norwegian fjords. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 37, 271-286.
- ELMGREN (R.), VARGO (G.A.), GRASSLE (J.F.), GRASSLE (J.P.), HEINLE (D.R.), LANGLOIS (G.) & VARGO (S.L.), 1980. — Trophic interactions in experimental marine ecosystems perturbed by oil. In : GIESY (J.P., Jr.), ed. *Microcosms in ecological research*, U.S. Technical Information Center, U.S. Department of Energy, Symposium Series 52 (CONF-781 101), 779-800.
- ELORANTA (V.), 1982. — Effect of the Slimecide Fenosan F 50 on algal growth in different test media. *Pap. Puh.*, 64 (3), 129-135.
- FLOOR (H.) & POSTHUMUS (A.C.), 1977. — Biologische Erfassung von Ozon — und FAN-Immissionen in den Niederlanden 1973, 1974 und 1975. *VDI-Berichte*, 270, 183-190.
- GAUR (J.P.) & KUMAR (H.D.), 1981. — Growth response of four micro-algae to three crude oils and a furnace oil. *Environ. Pollut.*, ser. A, 25 (1), 77-85.
- GRASSLE (J.F.), ELMGREN (R.) & GRASSLE (J.P.), 1980. — Response of benthic communities in merl experimental ecosystems to low level, chronic additions of N° 2 Fuel oil. *Marine Environmental Research*, 4, 279-297.
- GUTHRIE (R.K.), ANUGWELE (U.A.) & DAVIS (E.M.), 1981. — Responses of Bacteria to the presence of carbaryl in water. II. Pure culture vs mixed culture response. *Water Resour. Bull. (Urban)*, 17 (6), 1005-1007.
- HANSEN (S.R.) & GARTON (R.R.), 1982. — The effects of Dflubenzuron on a Complex Laboratory Stream Community. *Arch. Environm. Contam. Toxicol.*, 11, 1-10.
- HEITMULLER (P.T.), HOLLISTER (T.A.) & PARRISH (P.R.), 1981. — Acute toxicity of 54 Industrial Chemicals to Sheephead Minnows (*Cyprinodon variegatus*). *Bull. Environm. Contam. Toxicol.*, 27, 596-604.
- ISERENTANT (R.) & DESLOOVER (J.R.), 1976. — Le concept de bioindicator. *Mém. Soc. Roy. Bot. Belg.*, 7, 15-24.
- JACOBSON (J.S.) & FEDER (W.A.), 1974. — A regional network for environmental monitoring : atmospheric oxidant concentrations and foliar injury to tobacco indicator plants in the eastern United States. *Research Bulletin*, 604.
- KENAGA (E.E.), 1982. — Predictability of chronic toxicity from acute toxicity of chemicals in fish and aquatic invertebrates. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 1, 347-358.
- KINAE (N.), HASHIZUME (T.), MAKITA (T.), TOMITA (I.) & KIMURA (I.), 1981. — Kraft pulp mill effluent and sediment can retard development and lyse sea urchin eggs. *Bull. Environm. Contam. Toxicol.*, 27 (5), 616-623.
- KUSK (K.O.), 1981. — Effects to Hydrocarbons on Respiration, Photosynthesis and Growth of the Diatom *Phaeodactylum tricornutum*. *Botanica Marina*, 24, 413-418.
- LEBRUN (P.), 1980. — A preliminary study of the use of some soil mites in bioassays for pesticide residue detection. In : *Proc. VII Inter. Coll. Soil Zool.*, Syracuse, USA, 1979, 42-55.
- LEBRUN (P.), 1981. — L'usage de bioindicateurs dans le diagnostic sur la qualité du milieu de vie. In : *Écologie appliquée : indicateurs biologiques et techniques d'étude*, journées d'étude, Grenoble, 13-14 novembre 1980. Association Française des Ingénieurs Écologues, Mainvilliers, 175-202.
- LEBRUN (P.), JACQUES (J.M.), GOOSSENS (M.) & WAUTHY (G.), 1978. — The effect of interaction between the concentration of SO₂ and the relative humidity of air on the survival of the bark-living bioindicator mite *Humeroabates rostrilamelatus*. *Water, Air and Soil Pollution*, 10, 269-275.
- LESFL (R.), 1976. — Relations entre essais biologiques en laboratoire et expériences *in situ*. In : AMAVIS (R.) & SMEETS (J.) eds. *Principles and Methods for determining Ecological Criteria on Hydrobiocoenoses*. Proc. Europ. Sc. Colloquium, Luxembourg, 1975. Pergamon Press, Oxford, 287-300.
- LEWIS (M.A.) & VALENTINE (L.C.), 1981. — Acute and chronic toxicities of boric acid to *Daphnia magna* Straus. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 27 (3), 309-315.
- MANDL (R.H.), WEINSTEIN (L.H.), McCUNE (D.C.) & KEVENEY (M.), 1973. — A cylindrical open-top chamber for the exposure of plants to air pollutants in the fields. *J. Environ. Qual.*, 2, 371-376.
- MARCHETTI (R.), 1962. — *Biologia e tossologia delle acque usate*. Ed. techn., artist., scientifica, Milan, 386 p.
- MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT, 1985. — *Actes du Colloque "Indices Bioiques"*, Paris, 15-17 novembre 1983, 122 p.
- MORAITOU-APOSTOLOPOULOU (M.), VERRIPOPOULOS (G.) & ROGDAKIS (I.), 1982. — Evaluation of the Stress Exerted by a Polluted Environment to a Marine Organism by Comparative Toxicity Tests. *Bull. Environm. Contam. Toxicol.*, 28, 416-423.
- MULLER (H.G.), 1982. — Interference of insoluble particles with the reproduction toxicity test using *Daphnia magna*. *Bull. Environm. Contam. Toxicol.*, 29 (2), 127-129.
- NATIONAL ACADEMY OF SCIENCES, 1979. — *Animals as Monitors of Environmental Pollution*. Washington, D.C., 421 p.
- NEBEKER (A.V.), McAULIFFE (C.K.), MSHAR (R.) & STEVENS (D.G.), 1983. — Toxicity of silver to steelhead and rainbow trout, fathead minnows and *Daphnia magna*. *Environm. Contam. and Chem.*, 2, 95-104.
- O'BRIEN (P.Y.) & DIXON (P.S.), 1976. — The effects of oils and oil components on algae : a review. *Br. phycol. J.*, 11, 115-142.
- PEARSON (W.H.), MILLER (S.E.), BLAYLOCK (J.W.) & OLLA (B.L.), 1981. — Detection of the water-soluble fraction of crude oil by the Blue Crab, *Callinectes sapidus*. *Marine Environ. Res.*, 5, 3-11.
- POSTHUMUS (A.C.), 1982. — Biological indicator of air pollution. In : UNSWORTH (M.H.) & ORMDROF (D.P.), eds. *Effects of gaseous air pollution in agriculture and horticulture*. Butterworth Scientific, Londres, 27-42.
- POSTHUMUS (A.C.), 1983. — General philosophy for the use of plants as indicators and accumulators of air pollutants and as bio-monitors of their effects. In : *Proc. of the Vth World Congress on Air Quality*, Paris, 16-20 May 1983, vol. 2, 555-561.
- POWELL (J.H.) & FIELDER (D.R.), 1982. — Temperature and toxicity of DDT to Sea Mullet (*Mugil cephalus* L.). *Marine Pollution Bulletin*, 13 (7), 228-230.
- RIBEYRE (F.), BOUDOU (A.) & DELARCHE (A.), 1979. — Interest of the Experimental Trophic Chain as Ecotoxicological Models for the Study of the Ecosystem Contaminations. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 3, 411-427.
- ROGERS (R.M.) & McFARLANE (J.C.), 1982. — Hydrogen oxidation in soils as a possible toxic-effect indicator. *J. Env. Quality*, 11 (3), 364-368.
- RO-POULSEN (H.), ANDERSEN (B.), MORTENSEN (L.) & MOSEHOLM (L.), 1981. — Elevated ozone levels in ambient air in and around Copenhagen indicated by means of Tobacco indicator plants. *Oikos*, 36 (2), 171-177.
- SCHOENBECK (H.), 1971. — Recent results for recognition and monitoring of air pollutants with the aid of plants. *Länderanstalt fuer Immissionen und Bodennutzungs-Schutz*, Essen - Bredene — Y, North Rheine-Westphalia, 226-273.

- SCHOLL (G.), 1974. — Ermittlung über die Belastung der Vegetation durch Schwermetalle in verschiedenen Immissionsgebieten. *Staub-Reinhalung der Luft*, 34, 89-92.
- SHERIDAN (P.F.) & BADGER (A.C.), 1981. — Responses of experimental estuarine communities to continuous chlorination. *Estuarine, Coastal and shelf Science*, 13, 337-347.
- SLABBERT (J.L.) & MORGAN (W.S.G.), 1982. — A bioassay technique using *Tetrahymena pyriformis* for the rapid assessment of toxicants in Water. *Water Res.*, 16 (5), 517-523.
- SLABBERT (J.L.), SMITH (R.) & MORGAN (W.S.G.), 1983. — Application of a *Tetrahymena pyriformis* bioassay system for the rapid detection of toxic substance in wastewaters. *Water S.A.*, 9 (3), 81-87.
- SPEHAR (R.L.), CARLSON (R.W.), LEMKE (A.E.), MOUNT (D.I.), PICKERING (Q.H.) & SNARSKI (V.M.), 1980. — Effects of pollution on freshwater fish. *Journal WPCF*, 52(6), 1703-1768.
- SPRAGUE (J.B.), 1971. — Measurement of pollutant toxicity to fish. III Sublethal effects and «safe» concentrations. *Water Res.*, 5, 245-266.
- STEPHAN (C.E.) & MOUNT (D.I.), 1973. — Use of Toxicity Tests with Fish in Water Pollution Control. In : CAIRNS (J., Jr.) & DICKSON (K.L.), eds.: *Biological Methods for the Assessment of Water Quality*. American Soc. for Testing and Materials, Philadelphia, 164-177.
- STUBING (L.), 1982. — Wirkungserhebungen über die Verbreitung von Photooxidantien in der Region UnterMain mit dem Bioindikator Tabak Bel W3. *Angew. Bot.*, 56 (1-2), 1-8.
- TAGATZ (M.E.), DEANS (C.H.), MOORE (J.C.) & PLAIA (G.R.), 1983. — Alterations in composition of field — and laboratory — developed estuarine benthic communities exposed to di-n-butylphthalate. *Aquatic Toxicology*, 3, 239-248.
- TAGATZ (M.E.) & IVEY (J.M.), 1981. — Effects of Fenvalerate on field — and laboratory — developed estuarine benthic communities. *Bull. Environm. Contam. Toxicol.*, 27, 256-267.
- TAGATZ (M.E.), IVEY (J.M.), DALBO (C.E.) & OGLESBY (J.L.), 1982. — Responses of developing estuarine macrobenthic communities to drilling muds. *Estuaries*, 5 (2), 131-137.
- THOMPSON (K.W.), HENDRICKS (A.C.) & CAIRNS (J., Jr.), 1980. — Acute toxicity of zinc of copper singly and in combination to the Bluegill (*Lepomis macrochirus*). *Bull. Environm. Contam. Toxicol.*, 25, 122-129.
- VANDERMEULEN (J.H.) & AHERN (T.P.), 1976. — Effects of petroleum hydrocarbons on algal physiology : review and progress report. In : LOCKWOOD (A.M.P.), ed.: *Effects of pollutants on aquatic organisms*. Cambridge Univ. Press, 107-125.
- VARON (M.) & SHILO (M.), 1981. — Inhibition of the predatory activity of *Bdellovibrio* by various environmental pollutants. *Microb. Ecol.*, 7 (2), 107-111.
- VERMA (S.R.), BANSAL (S.K.), GUPTA (A.K.), PAL (N.), TYAGI (A.K.), BHATNAGAR (M.C.), KUMAR (V.) & DALELA (R.C.), 1982. — Bioassay trials with twenty three pesticides to a fresh water teleost, *Saccobranhus fossilis*. *Water Res.*, 16 (5), 525-529.
- WALLER (W.T.), 1971. — The use of fish movement patterns to monitor zinc. *Water Pollution control Series*, Water Quality Office, Washington, n°18050 EDP, 57 p.
- WALSH (G.E.), DUKE (K.M.) & FOSTER (R.B.), 1982. — Algae and crustaceans as indicators of bioactivity of industrial wastes. *Water Res.*, 16 (6), 879-883.
- WESTLAKE (G.K.) & VAN DER SCHALIE (W.H.), 1977. — Evaluation of an automated biological monitoring system at an industrial site. In : CAIRNS (J., Jr.), DICKSON (K.L.) & WESTLAKE (G.F.) eds.: *Biological Monitoring of Water and Effluents Quality*. American Soc. for Testing and Materials, Philadelphia, 30-37.
- WINNER (R.W.), 1981. — A comparison of body length, brood size and longevity as indices of chronic copper and zinc stresses in *Daphnia magna*. *Environ. Pollut.*, ser. A, 26, 33-37.

CHAPITRE III

BIOACCUMULATEURS ET BIOÉVALUATION

De nombreux polluants répandus dans l'environnement n'y sont pas détruits, ou ne le sont que très lentement, y subissant parfois des modifications de leur état initial. Par des voies très diverses, ils peuvent s'accumuler chez certains organismes et y atteindre des teneurs élevées. Ce phénomène présente *a priori* un intérêt évident pour la surveillance de la pollution : ces « bioaccumulateurs » constituent en effet des capteurs naturels à partir desquels les polluants peuvent être détectés et dosés à un coût plus raisonnable que s'ils étaient recherchés directement dans le milieu.

La littérature relative à la bioaccumulation est abondante, mais très disparate. Il y a à cela plusieurs raisons.

La notion même de bioaccumulation n'est pas simple, et l'on parle aussi de bioconcentration, de biomagnification. En réalité, des mécanismes variés peuvent conduire à la concentration d'une substance dans un organisme, depuis la filtration purement physique de particules contaminées jusqu'à la concentration progressive le long d'une chaîne alimentaire.

Par ailleurs, certains travaux n'ont pas pour perspective l'obtention d'un jugement sur l'état d'un milieu, mais simplement la mesure des quantités de polluants accumulées dans des espèces consommées par l'homme, afin d'évaluer les risques encourus au point de vue santé.

Enfin, la diversité des recherches tient à la fois à la multiplicité des polluants envisageables (métaux lourds, radionucléides, composants variés issus de la pétrochimie, pesticides de toutes sortes...) et à celle des organismes végétaux ou animaux qui, dans tous les milieux, sont capables de bioaccumulation. On peut imaginer sans peine des centaines d'articles intitulés à la manière de POPHAM et d'AURIA (1982) : « A new sentinel organism for vanadium and titanium ». Chacun peut s'ingénier en effet à démontrer que telle espèce est un bioaccumulateur spécialement efficace de tel polluant.

Il n'est donc pas utile de dresser dans ce chapitre un inventaire qui, moins que jamais, ne pourrait être exhaustif : une bibliographie assez éclectique suffira à donner une image de la diversité des recherches. En revanche, on tentera de classer les travaux en fonction de leur contribution à la bioévaluation. Celle-ci n'est possible, en effet, que si les bioaccumulateurs sont utilisés au minimum en vue de détecter la présence de polluants et, si possible, d'en déterminer les teneurs dans le milieu : à partir de là, des comparaisons spatiales et temporelles deviennent possibles, ce qui ouvre la voie à des programmes de surveillance.

La notion même de bioaccumulation sera ensuite discutée, car il n'est pas certain que des accumulations dues à des processus différents autorisent des conclusions équivalentes en termes de bioévaluation. Ceci nous amènera à discuter des possibilités et des limites effectives de l'emploi des bioaccumulateurs comme bioindicateurs

I — VUE D'ENSEMBLE

A — MILIEUX TERRESTRES

Des phénomènes de bioaccumulation ont été mis en évidence chez de nombreux Lichens et Bryophytes, ainsi que chez des Gymnospermes et de Angiospermes. A partir de là, différentes procédures de détection et de mesure de polluants ont été proposées, dont certaines sont assez couramment utilisées

A l'aide de végétaux naturellement en place, il est possible de caractériser les variations spatiales de l'intensité des pollutions, en particulier en fonction des distances aux points d'émission

Les Lichens et les Bryophytes sont ainsi fréquemment employés pour l'étude des métaux lourds, par exemple autour de sites industriels et miniers (BECKETT *et al.*, 1982; NASH et SOMMERFELD, 1981; NYGAERD et HARJU, 1983), ou encore à proximité de voies routières pour apprécier l'étendue de la pollution plombique due aux automobiles (DERUELLE, 1983). Cette méthode a été également employée pour des sites urbains (LODENIUS et KUMPULAINEN, 1983). Les chercheurs finlandais ont aussi utilisé des champignons pour étudier la pollution par les métaux lourds, en particulier le mercure (KUUSI *et al.*, 1981; LODENIUS et HERRANEN, 1981).

Les feuilles de certaines essences caducifoliées (MANKOVA, 1981), mais surtout les aiguilles de résineux, permettent aussi l'étude de la pollution par les métaux lourds et par le soufre, qu'elles accumulent (HARBOTTLE *et al.*, 1982; HOLLWARTH, 1982; HURRLE, 1981; LEGGE et BOGNER, 1983; LODENIUS et LAAKSOVIRTA, 1979; NYOMARKAY *et al.*, 1982; TAYLOR *et al.*, 1982).

Cryptogames et Phanérogames donnent des résultats concordants, qui se renforcent mutuellement. En Pologne par exemple, la cartographie de la pollution dans la Forêt de Niepolomice, près de Cracovie, a pu être dressée de façon très satisfaisante en combinant les résultats obtenus par la mesure de l'accumulation de divers métaux dans une mousse et du soufre dans les aiguilles de résineux (GRODZINSKA, 1984).

Certains auteurs ont montré que des plantes sauvages et cultivées pouvaient de façon analogue être utilisées pour apprécier la pollution aux alentours de zones industrielles parce qu'elles accumulent certains produits (voir par exemple DAVIS et CARLTON-SMITH, 1980; ELSOKKARY, 1982; SUCKCHAROEN, 1980). A l'échelle de régions plus vastes — un ou plusieurs pays — il a été proposé de s'appuyer sur l'accumulation des polluants atmosphériques particuliers dans les tourbières pour caractériser les niveaux de pollution (ARAFAT et GLOOSCHENKO, 1982; LOISCHERT et WANDTNER, 1982; PAKARINEN, 1981).

L'utilisation de végétaux autochtones pour doser des polluants accumulés dans leurs tissus ou sur leurs organes a un inconvénient : la dynamique de cette accumulation n'étant pas connue, on ne peut savoir si les teneurs mesurées reflètent la pollution actuelle ou des événements passés. C'est pourquoi on préfère parfois transplanter des végétaux depuis des zones non polluées et y doser les polluants après un temps déterminé d'exposition dans la zone d'étude. DERUELLE (1983), par exemple, a utilisé cette méthode pour évaluer la pollution par le plomb à différentes distances d'une autoroute. GARTY et FUCHS (1982), puis GARTY *et al.* (1983) ont également étudié l'intérêt de la transplantation d'un lichen dans le cadre d'expériences de surveillance biologique de la pollution par des métaux lourds et des PCB.

La technique des mousses placées dans des sacs en filet de polyamide que l'on installe par exemple selon des transects à partir d'une source de pollution relève du même esprit. Elle a été préconisée par GOODMAN *et al.* (1974), puis MAKINEN (1977). Les mousses employées sont généralement des Sphagnums. DAVIS et WHITE (1981) ont ainsi établi des courbes d'isopollution par le plomb autour d'une source polluante. Avec cette même technique, CRUMP et BARLOW (1982) ont comparé l'impact du plomb dans des pâturages proches ou non de routes. LODENIUS et TULISALO (1984) et MAKINEN et LODENIUS (1984) l'ont utilisée respectivement pour caractériser la pollution mercurielle autour d'une usine et pour décrire la pollution par le cadmium et le mercure dans l'agglomération de Helsinki.

Enfin, des techniques de type bioessai *in situ* peuvent être employées, à l'aide de plantes bioaccumulatrices obtenues et cultivées en conditions standardisées (KONTRISOVA et KALETA, 1981 ; POSTHUMUS, 1983 ; WARD *et al.*, 1980).

Si les végétaux offrent en milieu terrestre les techniques les plus éprouvées de détection, de mesure et de cartographie de pollutions variées par le biais de la bioaccumulation, les animaux offrent également des possibilités qui ne semblent pas être encore systématiquement exploitées.

BERG *et al.* (1966) ont cependant ouvert une voie intéressante en étudiant le contenu en mercure de plumes d'oiseaux récoltés en Suède depuis un siècle, et en révélant ainsi des évolutions significatives. Depuis, un certain nombre de recherches utilisant ce matériel ont été réalisées, par exemple par DOI et FUKUYAMA (1983) ou par LINDBERG *et al.* (1983). De façon analogue, on a utilisé les cheveux humains pour caractériser la pollution par l'arsenic (MACAJ, 1971 ; CORTES *et al.*, 1981). Des métaux lourds peuvent aussi se concentrer dans les os et les dents de Mammifères, dont certains peuvent être envisagés comme bioindicateurs, s'ils sont suffisamment sédentaires.

De façon plus générale, la concentration de polluants dans des tissus de Vertébrés pourrait justifier l'utilisation de ceux-ci en bioévaluation. C'est en tout cas le point de vue, plus ou moins nettement exprimé, d'assez nombreux auteurs (ANDERSON *et al.*, 1982 ; HUTTON, 1982 ; KENDALL, 1982 ; MARKHAM *et al.*, 1982 ; PINOWSKA *et al.*, 1981 ; TATARUCH et ANDERSCHKE, 1982 ; WAY et SCHRODER, 1982). Un exemple en est fourni par OHI *et al.* (1981), qui ont caractérisé la diminution de la pollution plombique à Tokyo par la mesure régulière des teneurs en plomb chez les Pigeons.

B — EAUX CONTINENTALES

Les phénomènes de bioaccumulation sont beaucoup moins exploités dans les écosystèmes dulçaquicoles qu'en milieu terrestre ou marin.

Quelques travaux suggèrent l'utilisation de Macrophytes, comme par exemple la Massette *Typha angustifolia* (WELLS *et al.*, 1982) ou la Jacinthe d'eau *Eichhornia crassipes* (CHIGBO *et al.*, 1982 ; WOLVERTON et McDONALD, 1978), espèces que les auteurs considèrent comme de bons indicateurs de la pollution par les métaux lourds. SUCKCHAROEN (1979) et LODENIUS (1980) ont aussi montré l'intérêt de divers Macrophytes pour caractériser la pollution mercurielle. Les Bryophytes sont également intéressants de ce point de vue (EMPAIN *et al.*, 1980 ; MOUVET, 1986). Le périphyton pourrait aussi être utilisé (JOHNSON *et al.*, 1978).

En ce qui concerne les animaux, les travaux sont à peu près du même type. Sans avoir un objectif affiché de bioévaluation, certains auteurs tirent quelques conclusions sur l'état des milieux et les problèmes qui peuvent en résulter. Ainsi EL ZORGANI (1980) envisage les conséquences des pesticides utilisés pour la culture du Coton au Soudan sur les milieux aquatiques et l'installation éventuelle de pêcheries, car l'analyse de poissons révèle une nette pollution de fond. Ces animaux peuvent être également utiles dans le cas de déversements accidentels, pour en envisager les conséquences à moyen terme : par ce moyen, RENDBERG *et al.* (1983) ont démontré la persistance de chlorophénol dans une rivière, alors que la teneur de cette substance dans l'eau était devenue proche de la limite de détection.

D'autres auteurs, à partir de mesures de polluants accumulés dans des poissons, posent explicitement le problème de l'utilisation de ceux-ci comme bioindicateurs (BEUMER et BACHER, 1982 ; BURGERMEISTER *et al.*, 1983 ; YOUNG et BLEVIN, 1981). Des procédures assez compliquées sont parfois envisagées. MASLOVA (1981), par exemple, discute la possibilité d'utiliser la teneur en collagène dans la colonne vertébrale des poissons comme indicateur de la pollution par des organochlorés, dans la mesure où ceux-ci, accumulés dans l'organisme, agissent sur le métabolisme des protéines.

Nos sondages bibliographiques n'ont fourni qu'un petit nombre de références sur les Invertébrés dulçaquicoles en tant que bioaccumulateurs. Citons les travaux de MOUZAT (1980) et de HARTLEY et JOHNSTON (1983) sur des Mollusques, de ZAUKE (1982) sur des Gammarus, de COLBORN (1982), de DRESSING *et al.* (1982), de ZHULIDOV ET EMETZ (1981) sur des Insectes.

Ces divers travaux ne débouchent pas plus que les précédents sur des procédures bien construites de bioévaluation, mais apportent parfois des éléments de discussion intéressants. Toutefois, le travail de HARTLEY et JOHNSTON (1983) mérite d'être souligné, car il utilise une méthode de transplantation du Bivalve *Corbicula manilensis* pour détecter des organochlorés. Prélevés dans le milieu naturel, les animaux sont d'abord maintenus dans des aquariums pour permettre leur épuration, puis ils sont mis dans des cages que l'on dispose, pendant un temps limité, dans les rivières à étudier. Ils sont alors retirés et les substances polluantes recherchées.

Le même principe a été mis en œuvre par AHLF et WEBER (1981), qui ont décrit une méthode de surveillance de la charge en métaux lourds dans les milieux aquatiques. Ils utilisent des algues non contaminées, provenant de cultures standardisées, qu'ils placent dans des chambres spécialement conçues mises dans les milieux à analyser. Comme dans le cas précédent, les organismes sont prélevés, après une durée déterminée d'exposition, en vue des dosages.

Les travaux les plus poussés, qui ont conduit à la mise en œuvre de programmes de routine, ont été basés sur l'emploi des Bryophytes aquatiques, en particulier en Belgique (EMPAIN *et al.*, 1980). Des réseaux de surveillance ont été ainsi établis pour le bassin de la Meuse, en ce qui concerne la pollution par les métaux lourds. Les Bryophytes sont égale-

ment largement utilisés en Belgique pour le suivi des rejets radioactifs de centrales nucléaires. En France, MOUVET (1986) a utilisé avec succès les Bryophytes pour dresser une carte de pollution des cours d'eau par les micropolluants métalliques dans la région Rhin-Meuse. Ses résultats, comparés avec des mesures sur les sédiments, confirment la supériorité des Bryophytes comme traceurs de la contamination métallique, ce qu'avaient déjà constaté ANDRE et LASCOMBE (1985).

C — MILIEUX MARINS

D'assez nombreux travaux visent à dresser un bilan de la pollution d'une zone plus ou moins étendue par la mesure des teneurs en polluants dans l'eau, les sédiments et un plus ou moins grand nombre d'espèces différentes. C'est le cas par exemple des études de BLOOM et AYLING (1977) en Tasmanie, d'AUGIER *et al.* (1980), HORNUNG *et al.* (1981) et IMPELLIZZERI *et al.* (1982) en divers points de la Méditerranée, de KNUSTZEN et SORTLAND (1982) en Norvège.

D'autres chercheurs s'intéressent à la dynamique de certains éléments dans les écosystèmes marins, comme GUARY (1980) à propos de radionucléides, ou dressent le bilan des rôles d'un élément particulier, comme LEWIS et CAVE (1982) au sujet du cuivre.

Ces divers types de travaux mettent en évidence des phénomènes de bioaccumulation plus ou moins importants selon les espèces analysées, et, dans les meilleurs des cas, les auteurs indiquent quels bioaccumulateurs pourraient être utilisables en tant que bioindicateurs. L'apport de ces recherches à la problématique de la bioévaluation est donc modeste.

Tout en ayant une moindre ampleur, bien des travaux constituent des contributions plus substantielles lorsqu'ils se limitent à une ou quelques espèces dont ils précisent le pouvoir accumulateur pour ensuite envisager la possibilité de les employer à des fins de détection et de surveillance. Quelquefois, des essais en vraie grandeur viennent à l'appui des propositions faites.

De nombreux organismes ont été ainsi utilisés, que ce soient des Algues benthiques (CULLINANE et WHELAN, 1982; LUOMA *et al.*, 1982; MELHUUS *et al.*, 1978; SEELIGER et CORDAZZO, 1982; WOOLSTON *et al.*, 1982), des Coraux (KNAP *et al.*, 1982), des Annelides (POPHAM et D'AURIA, 1982; RUBINSTEIN *et al.*, 1983), des Crustacés Cirripèdes (BARBARO *et al.*, 1978; BARBER et TREFRY, 1981; BHASKAR *et al.*, 1983), des éléments du zooplancton (FRANCO *et al.*, 1981; HAMANAKA et TSUJITA, 1981), des Ascidies (MONNIOT, 1985). Divers poissons font également l'objet de mesures, parfois seulement pour apprécier les risques au plan alimentaire (VYNCKE *et al.*, 1981 par exemple), mais aussi pour de véritables objectifs de bioévaluation : c'est ainsi que MOILANEN *et al.* (1982) ont mis en évidence la diminution du DDT et du PCB dans les eaux douces et marines, en Finlande, de 1971 à 1982, par des dosages sur le Brochet *Esox lucius* et le Hareng *Clupea harengus*.

Ce sont toutefois les Mollusques qui font l'objet non seulement des propositions, mais aussi des utilisations effectives les plus nombreuses. Des Gastéropodes sont parfois envisagés, comme la Patelle *Patella vulgata* (GONZALES-CARERO *et al.*, 1979), ou des Littorines (NICKLESS *et al.*, 1972; BRYAN *et al.*, 1983), mais la grande majorité des travaux concerne les Bivalves.

Les Moules ont été très utilisées en Europe pour la détection de polluants, par exemple en France par MALET (1961), PERDRIAUX (1964), GREFFARD et MEURY (1967), en Allemagne par SCHULZ-BALDES (1973). C'est cependant

aux U.S.A. que des projets ambitieux ont vu le jour : en 1975, GOLDBERG a introduit le concept de «Mussel watch». L'idée est d'utiliser systématiquement les Moules pour surveiller la pollution marine à une vaste échelle, grâce à la très large répartition géographique de ces animaux et à leur capacité à accumuler de nombreux polluants. Ce projet a été développé par GOLDBERG et plusieurs collaborateurs (GOLDBERG *et al.*, 1978). Une standardisation de procédures et du classement des résultats a été proposée, ce qui a permis de conférer une dimension internationale au projet (NATIONAL ACADEMY OF SCIENCES, 1980).

De fait, diverses espèces de moules sont largement utilisées par des chercheurs dont beaucoup se réclament du concept de «Mussel Watch», et ce un peu partout dans le monde : aux U.S.A. évidemment (GOLDBERG *et al.*, 1983), au Canada (COSSA *et al.*, 1983; PICARD-BERUBE et COSSA, 1983), en Ecosse (DAVIS et PIRIE, 1980), au Danemark (JENSEN *et al.*, 1981) en Méditerranée (HAX NIENCHESKI, 1982; LEONZIO *et al.*, 1981; LOSIFIDOU *et al.*, 1982; VIARENGO *et al.*, 1982), en Mer Noire (GOLOVENKO *et al.*, 1981), en Mer d'Oman (BURNS *et al.*, 1982) dans la mer de Hong-Kong (PHILLIPS et YIM, 1981), dans la région australienne (COOPER *et al.*, 1982; RICHARDSON et WAID, 1983; RITZ *et al.*, 1982; WOOTON et LYE, 1982).

Outre les Moules, divers Bivalves, en particulier des Huîtres, sont utilisés ou tout au moins proposés comme bioindicateurs (voir par exemple : CUNNINGHAM, 1979; KLUMPP et BURDON-JONES, 1982; KRIEGER *et al.*, 1981; LYTLE et LYTLE, 1982; MARCHAND et CABANE, 1980; MIX et SHAFFER, 1983; ROSAS *et al.*, 1983; SCOTT et LAWRENCE, 1982; WATLING et WATLING, 1982; ZAROOGIAN et HOFFMA, 1982).

Tous ces Mollusques sont essentiellement employés en tant que bioaccumulateurs de métaux, d'hydrocarbures et de pesticides. Bien que les mécanismes en jeu soient différents, les Mollusques peuvent aussi accumuler des bactéries et être utilisés pour détecter la pollution bactérienne de l'eau (ALJEBOURI et TROLLOPE, 1981).

II — ANALYSE CRITIQUE

A — LA BIOACCUMULATION, UN PHÉNOMÈNE COMPLEXE

Comme le montre la figure 14, l'accumulation de substances polluantes dans des êtres vivants peut résulter de mécanismes différents.

Un premier processus correspond au dépôt de polluants particuliers à la surface des organismes, phénomène facilité par une structure en réseau. Celle-ci peut exister à des échelles différentes, depuis celle du houppier d'un arbre qui, en freinant les flux d'air, favorise le dépôt des poussières, jusqu'à celle des épidermes et téguments qui, réticulés ou ornés de microsculptures, retiennent les particules. Ces phénomènes sont sans aucun doute importants en milieu aérien, mais existent aussi en milieu aquatique, lorsque par exemple des macrophytes captent des particules en suspension dans l'eau.

Il peut paraître abusif de parler de bioaccumulation à propos de processus purement passifs et limités au dépôt externe de polluants. Cependant, il peut s'agir de la première étape d'une deuxième série de mécanismes, assurant le passage des polluants au travers des enveloppes externes des organismes, suivi de leur rétention plus ou moins longue dans certains tissus. Chez les végétaux, l'absorption au travers des racines intervenant dans les échanges gazeux ou par les racines se rattache à ce type de processus. Il en est de même,

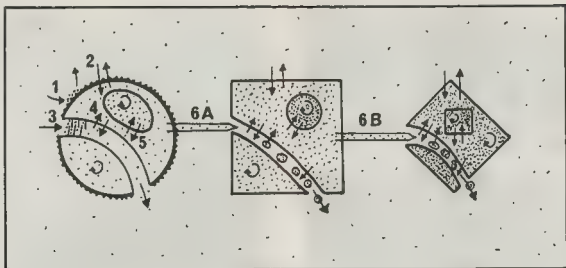


FIG. 14. — Les mécanismes de la bioaccumulation.

1 : Dépôt sur téguments. 2 : Absorption par voie tégumentaire. 3 : Filtration. 4 : Absorption par voie épithéliale. 5 : Echanges entre compartiments 6A et 6B. Absorption par voie trophique avec biomagnification par étapes successives.

dans le cas des animaux, pour l'absorption au travers des surfaces respiratoires, aussi bien internes qu'externes, où lorsqu'une fraction du milieu extérieur — eau ingérée par exemple — transite par le tube digestif.

Dans tous ces cas, on parle d'absorption directe, mais les divers mécanismes envisagés n'ont pas tous la même importance selon les organismes. Chez les poissons par exemple, la contamination par les branchies est plus importante que par voie cutanée ou digestive (BOUDOU et RIBEYRE, 1980).

L'absorption directe n'implique pas nécessairement des transports actifs, comme le montrent par exemple des expériences avec des algues unicellulaires vivantes et tuées (LEDERMAN et RHEE, 1982). Ces auteurs ont même mis en évidence une plus grande accumulation d'hexachlorobiphenyl dans les cellules mortes, sans pouvoir l'expliquer de façon satisfaisante.

Chez les animaux, enfin, l'ingestion de tissus végétaux ou animaux déjà contaminés peut également conduire à l'accumulation de polluants absorbés par voie digestive. On parle alors d'absorption indirecte.

D'un point de vue terminologique, il est utile de distinguer la bioaccumulation — ou bioconcentration — et la biomagnification. Le premier terme, dans un sens restrictif, correspond aux phénomènes qui amènent certains polluants à atteindre dans certains organismes des teneurs plus élevées que dans le milieu extérieur, l'absorption pouvant être aussi bien directe qu'indirecte. Par biomagnification, on désigne le fait que des bioconcentrations successives, par voie digestive, se produisant le long d'une chaîne alimentaire, des polluants atteignent dans les organismes en bout de chaîne des concentrations considérablement plus importantes que dans le milieu. Ici, des mécanismes écologiques se surajoutent aux processus physico-chimiques et physiologiques de la bioconcentration.

Dans le détail, la dynamique de la bioconcentration est extrêmement complexe. On peut l'analyser par des raisonnements en termes de compartiments et de flux.

Si l'on considère l'organisme comme un compartiment unique en relation avec le milieu extérieur, la dynamique de la bioaccumulation se fait à l'interpréter en considérant les effets combinés de deux processus antagonistes, l'absorption et la

désorption ou dépuration. Lorsqu'un organisme est placé dans un milieu régulièrement renouvelé à concentration constante en polluant, on constate généralement que celui-ci atteint dans l'organisme un palier. Ceci peut correspondre soit à un phénomène de saturation, soit à l'établissement d'un équilibre entre les flux d'absorption et de désorption. Dans ce dernier cas, puisqu'il y a équilibre entre les concentrations du polluant dans l'organisme et dans le milieu, il est possible de définir un facteur de bioconcentration (FBC ou K_{bcf}), rapport de la concentration dans l'organisme à la concentration dans le milieu, qui exprime la capacité de l'organisme à accumuler le polluant considéré dans des conditions de milieu déterminées.

Pour une même espèce, le facteur de bioconcentration varie en fonction des polluants. Il a été notamment montré que, pour de nombreux pesticides, il existe une relation inverse entre la valeur de FBC et leur solubilité dans l'eau, et au contraire une relation positive entre FBC et les coefficients de partition (l) des pesticides entre l'octanol et l'eau (voir par exemple METCALF (1975), CHIOU *et al.* (1977) et KANAZAWA (1981) à propos de poissons, HUTCHINSON *et al.* (1980) à propos d'algues). KANAZAWA (1982) a en outre montré qu'il existe une relation positive entre le facteur de bioconcentration de 19 pesticides et leurs masses moléculaires.

De façon générale, l'accumulation résulte évidemment du fait que la désorption est inférieure à l'absorption : ceci implique l'existence de mécanismes d'immobilisation plus ou moins durables des substances polluantes. Pour en rendre compte, on a été conduit à envisager, au sein des organismes, des compartiments assurant jusqu'à un certain degré la rétention de ces substances. A l'appui de cette idée vient le fait que souvent les cinétiques de désorption révèlent en gros deux phases, l'une rapide, l'autre lente (BURNS et SMITH, 1981). Ceci s'observe aussi bien pour des métaux lourds, des radionucléides ou des polluants organiques, mais n'est pas systématique ; CLIFTON *et al.* (1983), par exemple, ont montré que pour plusieurs éléments radioactifs, la Moule *Mytilus edulis* pouvait être considérée comme un seul compartiment,

(1) Le coefficient de partition d'un pesticide est défini comme le rapport de sa concentration dans l'octanol à sa concentration dans l'eau, mesurée après avoir mélangé le pesticide, l'octanol et l'eau dans des proportions définies.

mais pas pour le ruthénium, qui montre une certaine affinité pour des composés organiques.

Divers auteurs ont mis en évidence expérimentalement l'existence d'une relation claire entre les concentrations maximales atteintes dans les Bivalves et les concentrations dans le milieu extérieur, par exemple avec des hydrocarbures et l'Huitre américaine *Crassostrea virginica* (STEGEMAN et TEAL, 1973), ou encore avec des métaux lourds et la Moule *Mytilus galloprovincialis* (MAJORI et al., 1978). En revanche, ZAROOGIAN et HOFFMA (1982) n'ont pu mettre en évidence une telle relation dans le cas de l'arsenic, bien qu'ayant utilisé *C. virginica*. De telles contradictions s'expliqueraient peut-être par des comportements différents des bioaccumulateurs selon les polluants considérés. Il paraît en tout cas hasardeux de transposer aux situations naturelles, sans précautions, des relations établies expérimentalement. D'ailleurs, bien souvent, on ne trouve pas de relations claires entre les concentrations mesurées à la même date dans les bioaccumulateurs et dans leur environnement. A titre d'exemple, citons le cas de KUMAGAI et SAEKI (1982), qui n'ont trouvé aucune relation entre les teneurs de divers métaux lourds chez la Bivalve *Tapes japonica* et dans les sédiments où il vit, ou encore les résultats négatifs de ONIANWA et EGUNYOMI (1983), qui recherchaient des relations entre les teneurs de métaux dans l'atmosphère et dans des mousses.

Il faut bien voir que lorsqu'un polluant s'accumule au sein d'un organisme, dans des compartiments où ses vitesses de renouvellement sont différentes, une concentration mesurée globalement est difficile à interpréter par rapport aux concentrations observées dans l'environnement au moment où l'organisme est prélevé. Si une fraction importante du polluant est immobilisée à long terme, il est clair que concentration dans l'organisme et concentration dans le milieu peuvent n'avoir aucun lien. Une illustration fort parlante de ce problème est fournie par les Vertébrés. On sait que chez les Oiseaux, divers métaux lourds peuvent s'accumuler dans les plumes, lors de la formation de celles-ci, y atteignant un niveau reflétant leur teneur dans le sang (LINDBERG et al., 1983). Dans la mesure où les teneurs sanguines reflétaient elles-mêmes les concentrations existant dans la nourriture, la mesure du contenu des plumes pourrait informer sur le degré de pollution des ressources trophiques, bien entendu au moment de la formation des plumes et non lors du prélèvement des échantillons. En réalité, cette relation n'est peut-être pas si directe. En effet, LINDBERG et al. (1983) ont montré chez le Faucon Pèlerin que les teneurs dans les plumes de jeunes encore au nid sont presque trois fois plus faibles que dans les plumes des adultes. Ils tentent d'expliquer cette observation en invoquant une durée d'exposition aux polluants plus longue chez les adultes. Il faudrait alors que le temps de formation des plumes soit nettement plus long chez ceux-ci que chez les jeunes, ceci si l'on admet que les concentrations sanguines reflètent pratiquement au jour le jour les apports de polluants par la nourriture. Il paraît plus logique d'envisager une relation entre les teneurs dans le sang et le niveau de contamination globale de l'organisme, niveau qui augmenterait au cours du développement par immobilisation de quantités croissantes de polluants. Des résultats obtenus chez la Souris plaident en ce sens : SHIMIZU et al. (1982) ont en effet mis en évidence des corrélations élevées entre la teneur en mercure des poils, du sang et des différents organes (cerveau, foie, poulmon, reins...).

Un dernier aspect de la bioconcentration qui peut avoir une incidence sur l'interprétation des mesures faites à partir des bioaccumulateurs est la part relative des voies directe et indirecte dans la contamination des organismes étudiés. L'utilisation de chaînes trophiques expérimentales peut, dans une certaine mesure, aider à une meilleure compréhension du phénomène.

BOUDOU et RIBEYRE (1981) et RIBEYRE et al., (1981)

par exemple, ont montré que dans un système « eau contaminée par le mercure — Chlorelles — Daphnies », les producteurs primaires accumulent à près de 100 % le mercure disponible, de sorte que les Daphnies ne peuvent pratiquement être contaminées que par voie trophique.

Avec une chaîne comprenant des Diatomées, *Artemia salina* et un poisson, conçue pour étudier l'accumulation du tritium, KOMATSU et al. (1981) ont montré que dans ce cas les voies directe et indirecte contribuent conjointement à la contamination des deux niveaux de consommateurs.

En revanche, une étude expérimentale de la contamination de Salmonidés par le pentachlorophénol, complétée par des données de terrain, suggère que l'accumulation de cette substance doit être bien plus importante par voie directe que par voie trophique (NIIMI et CHO, 1983).

La littérature offre donc des résultats disparates, ce qui n'est pas surprenant, puisque les auteurs s'intéressent à des polluants différents, depuis les métaux jusqu'à des molécules organiques complexes, n'utilisent pas les mêmes organismes bioaccumulateurs et travaillent dans des conditions expérimentales peu comparables. Il ne peut donc y avoir de généralisation. En outre, les conclusions de chaque étude particulière ne sont pas nécessairement transposables aux situations naturelles qu'elles cherchent à représenter. Ainsi la procédure expérimentale suivie par l'équipe de BOUDOU et RIBEYRE favorise incontestablement la contamination des Daphnies par voie trophique, puisque pratiquement tout le mercure disponible est préalablement fixé par les chlorelles : ceci est-il représentatif de ce qui peut se passer dans les conditions du milieu naturel ?

La mesure de la teneur globale d'un polluant dans un bioaccumulateur n'informant pas sur les mécanismes qui ont conduit à son accumulation, cela peut être particulièrement gênant pour porter un diagnostic sur le milieu lui-même : les dynamiques de la voie directe et de la voie indirecte étant différentes, une même teneur peut ne pas avoir la même signification selon qu'elle résulte de l'une ou l'autre voie.

Du fait de ces difficultés, liées à la complexité des phénomènes de bioaccumulation, il est plus nécessaire que jamais de s'assurer que les données ont été recueillies de façon fiable et les résultats exprimés convenablement : en réalité, ici aussi, il y a bien des problèmes.

B — FIABILITÉ ET SIGNIFICATION DES RÉSULTATS

Il ne peut y avoir bioindication à l'aide de bioaccumulateurs que si les teneurs de polluants mesurées dans ceux-ci sont reliées à leurs teneurs dans le milieu, soit au moment même des prélèvements, soit à une date antérieure connue. L'objectif étant généralement, soit de comparer des milieux quant à leur niveau de pollution, soit de surveiller un milieu pour détecter les variations temporelles de sa contamination, il est clair que les données doivent être acquises selon des procédures dont la précision ne varie pas.

A priori, il n'y a pas trop de risques en ce qui concerne les techniques de dosage des substances. En revanche, il y a davantage de problèmes liés à la nature biologique des échantillons. Il en est d'autres qui tiennent au fait que le contexte physico-chimique dans lequel les organismes se trouvaient exposés aux polluants peut influencer sur le processus même de bioconcentration.

Les recherches sur l'utilisation des Bivalves — Moules et Huitres surtout — comme « sentinelles » des pollutions organiques ou métalliques, qui sont sans doute les plus poussées, permettent d'analyser ces problèmes en détail.

La première difficulté à maîtriser concerne déjà le simple mode d'expression des résultats. Dans la plupart des travaux, les auteurs expriment les teneurs en quantités de polluants rapportées au poids de matière sèche du corps des Mollusques, coquille exclue. C'est de fait la méthode qui a été recommandée dans le Programme «Mussel Watch» (GOLD BERG *et al.*, 1978). Cependant, de nombreux auteurs ont attiré l'attention sur l'existence de variations saisonnières du poids du corps des Mollusques, sans qu'il y ait nécessairement de variations concomitantes de la charge en polluants (BOYDEN et PHILLIPS, 1981; COSSA *et al.*, 1980; NASCI et FOSSATO, 1982; STRONG et LUOMA, 1981 par exemple). Ces variations saisonnières sont en grande partie liées au cycle sexuel —élaboration puis émission des gamètes—, ainsi qu'aux variations quantitatives des ressources alimentaires (COSSA *et al.*, 1979; FISCHER, 1983; PHILLIPS, 1978).

STRONG et LUOMA (1981) ont bien montré l'extrême complexité de ce problème, en étudiant les relations entre les concentrations du cuivre et de l'argent dans le corps (sans la coquille) du Bivalve *Macoma balthica* avec le poids du corps. Selon les milieux, selon les dates de prélèvement, selon la composition des échantillons en individus grands et petits, des corrélations aussi bien positives que négatives ou nulles peuvent être obtenues. Pour comprendre cette diversité déconcertante des résultats, il faut tenir compte de plusieurs phénomènes dont les effets peuvent se combiner de multiples manières.

Dans le cas d'expositions brèves aux polluants, l'absorption peut être plus intense chez les petits individus que chez les grands, ce qui conduit le cas échéant à des concentrations plus élevées chez les premiers, surtout si le niveau initial de contamination est faible. On observe alors une corrélation négative entre les concentrations des polluants et le poids des animaux.

Dans le cas d'expositions aux polluants de durée suffisante pour que les compartiments accumulateurs soient saturés, la concentration finale en polluants peut être corrélée positivement avec le poids du corps si la capacité de ces compartiments est liée à celui-ci par une relation allométrique majorante.

Une corrélation positive peut également résulter d'une accumulation sans saturation, si la charge en polluant croît plus vite que n'augmente le poids du corps au cours du temps.

Si le temps de rétention des contaminants est faible, il peut s'établir chez tous les individus un même équilibre entre la concentration dans le corps et la concentration dans le milieu extérieur, auquel cas il n'y a pas de corrélation entre concentration dans le corps et poids de celui-ci.

Il n'y a pas davantage de corrélation si, au cours des processus d'accumulation, la charge en polluants augmente au même taux que le poids du corps.

Les rapports entre concentration des contaminants et biomasse corporelle, quels qu'ils soient, peuvent être modifiés si les animaux sont prélevés en pleine phase de croissance. Lorsque l'accroissement pondéral est rapide à un moment où l'absorption est faible, il peut en résulter un effet de «dilution» de la charge en polluants. Cet effet varie selon l'âge des individus, car la croissance relative des jeunes est généralement plus forte que celle des animaux âgés. La dilution étant de ce fait plus importante chez les premiers, il peut éventuellement en résulter une corrélation positive entre la concentration des polluants et le poids du corps.

Enfin, les variations temporaires du poids de certains organes, notamment celles qui sont liées au cycle reproducteur, entraînent selon le cas des effets de dilution ou de concentration sans rapport avec les variations éventuelles des teneurs des polluants dans le milieu extérieur.

Comme l'expliquent STRONG et LUOMA (1981), les

effets de pollutions transitoires peuvent se superposer à ceux de pollutions chroniques en affectant différemment les diverses classes d'âge. Un échantillon représentatif de toutes les classes pourra alors conduire à une relation en «U» entre la concentration des polluants et le poids du corps. En effet, une pollution transitoire se traduira par une absorption plus rapide chez les plus jeunes qui peut conduire à une concentration plus élevée que chez les individus un peu plus âgés, tandis que chez les plus vieux, la concentration peut cependant être plus forte que chez les animaux d'âge intermédiaire, en raison par exemple d'une accumulation dans des compartiments proportionnellement plus grands, accumulation liée cette fois à la pollution chronique. Dans ces conditions, des échantillons mal composés peuvent donner n'importe quel type de corrélation.

Tous ces phénomènes peuvent rendre extrêmement difficile la comparaison de populations géographiquement éloignées et n'ayant pas les mêmes structures démographiques au moment des prélèvements, ou encore le suivi d'une population dont la structure démographique change. Il peut être en particulier très ardu de déterminer l'incidence relative de pollutions chroniques et passagères sur le niveau des concentrations mesurées dans les animaux. Les conclusions de STRONG et LUOMA (1981) s'imposent donc : «Whatever individuals are chosen to represent the population, knowing the relationship of metal concentration and body size in each sample may be essential to avoid misinterpretation of results. Thus collecting a range of sizes of an indicator at each station may be a better sampling strategy in a monitoring program than attempting to collect individuals of the same size».

Dans ce contexte, on comprend l'intérêt de travaux cherchant des relations entre le niveau de contamination et des paramètres stables, liés par exemple aux caractéristiques morphométriques ou pondérales de la coquille (LOBEL et WRIGHT, 1982; FISCHER, 1983).

FISCHER (1983), par exemple, a montré qu'il existe une relation simple entre la charge en cadmium et le poids de la coquille chez *Mytilus edulis*. Il a en conséquence proposé de modifier —au moins pour le cadmium— le protocole du Programme «Mussel Watch» en s'appuyant sur le fait que les paramètres de cette relation seraient eux-mêmes liés à la teneur en cadmium du milieu. Il y a là certainement une piste intéressante pour envisager une normalisation plus sûre de l'expression des résultats, ce qui faciliterait les comparaisons dans l'espace et dans le temps. Cependant, il resterait à savoir si les relations trouvées par FISCHER (1983) ont une valeur générale, ou ne correspondent qu'à des situations de pollution chronique ayant permis la saturation des compartiments accumulateurs, dont la capacité serait une fonction allométrique du poids de la coquille.

L'utilisation des Bivalves comme bioindicateurs paraît donc beaucoup plus délicate que ne le prévoyaient sans doute ses premiers promoteurs. Les problèmes qui viennent d'être soulevés à leur propos mériteraient sans aucun doute d'être pour tout bioaccumulateur.

Il faut déjà décider de la meilleure façon d'échantillonner les populations. Ensuite, si les dosages ne portent que sur une partie du corps, un problème de choix se pose. DOI et FUKUYAMA (1983), par exemple, ont montré que les diverses plumes d'un oiseau n'ont pas les mêmes teneurs en mercure et autres métaux lourds : des comparaisons, pour avoir un sens, supposent qu'on utilise toujours la même catégorie de plume. Il peut être aussi nécessaire de distinguer les sexes : LATOUCHE et MIX (1982) en ont montré la nécessité chez *Mytilus edulis* dans le cas des métaux lourds, tout comme ZHULIDOV et EMETZ (1981) l'ont mis en évidence sur un tout autre matériel, des Coléoptères *Distictidae*. En outre, il peut exister une variabilité individuelle du pouvoir bioaccumulateur, ce qui accroît la dispersion des

résultats, comme l'ont par exemple constaté LOBEL *et al.* (1982) pour l'accumulation du zinc chez *Mytilus edulis*. Ceci a une incidence sur la taille des échantillons à constituer pour obtenir des résultats statistiquement significatifs.

D'autres problèmes surgissent lorsque l'on veut comparer des bioaccumulateurs vivant dans des conditions de milieu différentes. On sait que la température influe sur les processus d'accumulation, comme l'ont montré par exemple BOUDOU ET RIBEYRE (1981) chez des Daphnies. Des organismes vivant dans des milieux tempérés et d'autres dans des milieux chauds n'auront pas les mêmes taux d'absorption, problèmes qu'ont abordé par exemple SOLBAKKEN *et al.* (1982, 1983) à propos de Bivalves marins subtropicaux.

De façon générale, il est vraisemblable que les divers polluants présents dans le milieu puissent interagir dans la dynamique de leur absorption (voir PHILLIPS, 1978, par exemple). BREITMAYER et GUTIERREZ-GALINDO (1981) ont ainsi montré que la présence du zinc pouvait influencer l'accumulation du mercure par *Mytilus edulis*, mais que cette influence n'est pas la même selon la teneur du milieu en mercure. On peut concevoir que toute combinaison particulière de polluants joue de la sorte un rôle sur la bioaccumulation des uns et des autres.

Enfin, une contamination étant détectée de façon sûre il reste à en connaître l'origine. La nature peut ici réserver des surprises. Dans une étude de la distribution du mercure le long des côtes de Californie, à l'aide de Moules, FLEGAL *et al.* (1981) ont détecté deux sites «à forte contamination» éloignés de toute source humaine ou géologique de mercure, mais peuplés de grandes populations de Pinnipèdes et d'Oiseaux marins. Il est apparu que les Moules étaient vraisemblablement contaminées par les excréments des Pinnipèdes, où le mercure était relativement concentré, sans doute, par biomagnification le long des chaînes trophiques aboutissant à ces animaux, à partir de faibles concentrations initiales dans l'environnement : le fonctionnement des écosystèmes peut aussi créer des pollutions... naturelles.

CONCLUSIONS

Présentant l'utilisation des animaux aquatiques bioaccumulateurs dans un colloque sur les bioindicateurs, ENRST (1982) en a donné une vision plutôt optimiste. Au vu des problèmes que rencontre l'interprétation des données fournies par les Mollusques, en particulier *Mytilus edulis*, animaux qui ont été le support des projets les plus ambitieux (GOLDBERG *et al.*, 1978), il paraît en réalité difficile d'espérer passer d'ores et déjà à une routine efficace.

Trop de facteurs interfèrent dans le déterminisme de la dynamique de l'absorption, de la rétention et de la désorption des polluants pour qu'on puisse mettre facilement en évidence une relation claire entre le niveau de contamination des bioaccumulateurs et celui du milieu où ils vivent. Sauf exception, il semble illusoire de penser mesurer la pollution du milieu par le simple dosage des polluants dans les organismes vivants. On retrouve là les conclusions de BRAUWERS (1984) quant à l'utilisation des Algues bioaccumultrices pour estimer le niveau de contamination en milieu marin.

Ce constat plutôt négatif ne doit pas apparaître comme une condamnation de la recherche sur les bioaccumulateurs, mais on doit s'interroger sur l'organisation même de cette recherche.

Tandis que le nombre de polluants ne cesse de croître, celui des espèces diminue ; il en reste cependant encore beaucoup, et on peut donc imaginer de rechercher la nouvelle et meilleure sentinelle de la pollution par le polluant X : le monde

vivant est encore pour quelque temps un immense réservoir d'occupations pour chercheurs. Cela, malheureusement déboucherait — débouche — sur une recherche à l'évidence hétéroclite.

En revanche, l'étude des processus même de la bioaccumulation paraît essentielle, et ce pour deux raisons. Dans une perspective écotoxicologique, tout d'abord, il est fondamental de comprendre ces mécanismes en les interprétant à la lumière de la physiologie des organismes et de son évolution au cours de leur développement. Dans une perspective de bioévaluation ensuite, on ne peut compter trouver des bioaccumulateurs efficaces et utiles que si ces mécanismes sont effectivement compris. Cela suppose que les efforts de recherche soient concentrés sur quelques espèces judicieusement choisies. Sans doute vaut-il mieux utiliser des espèces abondantes et à vaste répartition que des espèces rares et localisées, si l'on veut dresser commodément des bilans d'une certaine ampleur. Mais il faut surtout des espèces dont on connaisse aussi bien que possible la biologie et la physiologie. Cela restreint énormément le champ des possibilités.

Il reste que la pollution est aussi un facteur de sélection (BRADSHAW, 1976) : les mécanismes de la bioaccumulation peuvent sans doute changer, rapidement peut-être chez certaines espèces. On conçoit alors l'intérêt d'utiliser des bioaccumulateurs allochtones, génétiquement standardisés, obtenus en conditions totalement contrôlées, et que l'on place dans le milieu à étudier pour des durées d'exposition déterminées, de sorte que l'on puisse être informé sur les conditions actuelles de la pollution. La répétition périodique de ces procédures — analogue dans leur modalités aux bioessais *in situ* — doit permettre une surveillance effective, venant utilement compléter l'emploi de bioaccumulateurs autochtones dont les informations pourraient être ainsi mieux interprétées. Cependant, les nécessaires manipulations et transferts des organismes peuvent être à l'origine de stress modifiant leur fonctionnement. La standardisation peut induire de nouveaux biais.

RÉFÉRENCES

- AHLF (W.) & WEBER (A.), 1981. — A simple monitoring technique to determine the heavy metal load of algae in aquatic ecosystems. *Environ. Technol. Lett.*, 2 (7), 317-322.
- AL-JEBOURI (M.M.) & TROLOPPE (D.R.), 1981. — The *Escherichia coli* content of *Mytilus edulis* from analysis of whole tissue or digestive tract. *Journal of applied Bacteriology*, 51, 135-142.
- ANDERSON (T.J.), BARRETT (G.W.), CLARK (C.S.), ELIA (V.J.) & MAJETT (V.A.), 1982. — Metal concentrations in tissues of meadow voles from sewage sludge-treated fields. *J. Environ. Qual.*, 11 (2), 272-277.
- ANDRE (B.) & LASCOMBE (C.), 1985. — Comparaison de deux traceurs de la pollution métallique des cours d'eau : les bryophytes et les sédiments. Agence de Bassin Rhône-Méditerranée-Corse, 31, rue Jules Guesde, 69310 Pierre-Bénite, 63 p. + annexes.
- ARAFAT (N.) & GLOOSCHENKO (W.A.), 1982. — The use of bog vegetation as an indicator of atmospheric deposition of arsenic in northern Ontario. *Environ. Pollut.*, 4 (2), 85-90.
- AUGIER (H.), GILLES (G.) & RAMONDA (G.), 1980. — Première estimation de la pollution mercurielle du littoral méditerranéen français (Provence - Côte d'Azur) par l'étude du degré de contamination des sédiments et des organismes benthiques. *Progress in Water Technology*, 12 (1), 97-108.
- BARBARO (A.), FRANCESCON (A.) & POLO (B.), 1978. — *Balanus amphitrite* (Cirripeda : Thoracica), a potential indicator of fluoride, copper, lead, chromium and mercury in North Adriatic lagoons. *Mar. Biol.*, 46 (3), 247-257.

- BARBER (S.) & TREFRY (J.H.), 1981. — *Balanus eburneus* : a sensitive indicator of copper and zinc pollution in the coastal zone. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 27 (3), 654-659.
- BECKETT (P.J.), BOILEAU (L.J.), PADOVANO (D.) & RICHARDSON (D.H.S.), 1982. — Lichens and mosses as monitors of industrial activity associated with uranium mining in northern Ontario, Canada II : distance dependant uranium and lead accumulation patterns. *Environ. Pollut.*, 4 (2), 91-107.
- BERG (W.), SJOSTRAND (B.) & WESTERMARK (T.), 1966. — Mercury content in feathers of Swedish birds from the past 100 years. *Oikos*, 17, 71-83.
- BEUMER (J.P.) & BACHER (G.J.), 1982. — Species of *Anguilla* as indicators of mercury in the coastal rivers and lakes of Victoria, Australia. *J. Fish Biology*, 21, 87-94.
- BHASKAR (S.U.), ANIL (A.C.) & WAGH A.B., 1983. — Iron accumulation in the sessile barnacle, *Balanus amaryllis* (Darwin). *Mar. Pollut. Bull.*, 14 (6), 236-237.
- BLOOM (H.) & AYLING (G.M.), 1977. — Heavy metals in the Derwent Estuary. *Environmental Geology*, 2 (1), 3-22.
- BOUDOU (A.) & RIBEYRE (F.), 1980. — Chaîne trophique expérimentale en milieu limnique : contamination directe d'un consommateur de troisième ordre (*Salmo gairdneri*) par le méthylmercure. Répartition tissulaire du métal et incidences des facteurs température et durée d'exposition. *Water, Air and Soil pollution*, 14, 339-347.
- BOUDOU (A.) & RIBEYRE (F.), 1981. — Comparative study of the trophic transfer of two mercury compounds — $HgCl_2$ and CH_3HgCl — between *Chlorella vulgaris* and *Daphnia magna* Influence of temperature. *Bull. Environm. Contam. Toxicol.*, 27, 624-629.
- BOYDEN (C.R.) & PHILLIPS (D.J.H.), 1981. — Seasonal variation and inherent variability of trace elements in oysters and their implications for indicator studies. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 5 (1), 29-40.
- BRADSHAW (A.D.), 1976. — Pollution and evolution. In : MANSFIELD (T.A.) ed., *Experimental studies on the biological effects of environmental pollutants*. Soc. Exp. Biology, Seminar Series, Vol. 1, 135-159.
- BRAUWERS (C.), 1984. — Les algues et la pollution par les métaux lourds. *Rev. Quest. Sci.*, 155 (3), 301-323.
- BREITMAYER (J.P.) & GUTIERREZ-GALINDO (E.A.), 1981. — Toxicité aiguë d'associations de mercure et de zinc vis-à-vis de la moule *Mytilus edulis* (L.). *Chemosphere*, 10 (7), 795-798.
- BRYAN (G.W.), LANGSTON (W.J.), HUMMERSTONE (L.G.), BURT (G.R.) & HO (Y.B.), 1983. — An assessment of the Gastropod, *Littorina littorea*, as an indicator of heavy-metal contamination in United Kingdom estuaries. *J. mar. biol. Ass. U.K.*, 63, 327-345.
- BURGMESER (G.), BEDRANI (M.) & TARRADELLAS (J.), 1983. — Utilisation de la Lotie comme indicateur de la pollution des eaux continentales par des polluants organochlorés. *Eau du Québec*, 16 (2), 135-143.
- BURNS (K.A.) & SMITH (J.L.), 1981. — Biological monitoring of ambient water quality : the case for using Bivalves as sentinel organisms for monitoring petroleum pollution in coastal waters. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 13, 433-443.
- BURNS (K.A.), VILLENFUYE (J.P.), ANDERLIN (V.C.) & FLOWER (S.W.), 1982. — Survey of tar, hydrocarbon and metal pollution in the coastal waters of Oman. *Mar. Pollut. Bull.*, 13 (7), 240-247.
- CHENEY (M.A.), HACKER (C.S.) & SCHRODER (G.D.), 1981. — Bioaccumulation of lead and cadmium in the Louisiana Heron (*Hydranassa tricolor*) and the Cattle Egret (*Bubulcus ibis*). *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 5, 211-224.
- CHIGBO (F.E.), SMITH (R.W.) & SHORE (F.L.), 1982. — Uptake of arsenic, cadmium, lead and mercury from polluted waters by the Water Hyacinth *Eichhornia crassipes*. *Environ. Pollut. Ser. A*, 27 (1), 31-36.
- CHIOU (C.T.), FRED (V.H.), SCHMEDDING (D.W.) & KOHNERT (R.L.), 1977. — Partition coefficient and bioaccumulation of selected organic chemicals. *Environ. Sci. Technol.*, 11, 475-478.
- CLIFTON (R.J.), STEVENS (H.E.) & HAMILTON (E.I.), 1983. — Concentration and depuration of some radionuclides present in a chronically exposed population of mussels (*Mytilus edulis*). *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 11 (3), 245-256.
- COLBORN (T.), 1982. — Measurement of low levels of molybdenum in the environment by using aquatic insects. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 29 (4), 422-428.
- COOPER (R.J.), LANGLOIS (D.) & OLLEY (J.), 1982. — Heavy metals in Tasmanian shell fish. I Monitoring heavy metal contamination in the Derwent Estuary : use of oysters and mussels. *Jar.*, 2 (2), 99-109.
- CORTES (E.), CASSORLA (V.), MUÑOZ (L.), GRAS (N.) & KRISHNAN (S.S.), 1981. — Monitoring environmental pollution of arsenic and mercury through neutron activation analysis of human hair. *Radiochem. Radionucl. Lett.*, 50 (3), 177-184.
- COSSA (D.), BOURGET (E.) & PIUZE (J.), 1979. — Sexual maturation as source of variation in the relationship between cadmium concentration and body weight of *Mytilus edulis* L. *Mar. Pollut. Bull.*, 10, 174-176.
- COSSA (D.), BOURGET (E.), POULIOT (D.), PIUZE (J.) & CHANUT (J.P.), 1980. — Geographical and seasonal variations in the relationship between trace metal content and body weight in *Mytilus edulis*. *Mar. Biol.*, 58, 7-14.
- COSSA (D.), PICARD-BERUBE (M.) & GOUYGOU (J.P.), 1983. — Polynuclear aromatic hydrocarbons in mussels from the Estuary and northwestern Gulf of St. Lawrence, Canada. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 31, 41-47.
- CRUMP (D.R.) & BARLOW (P.J.), 1982. — Factors controlling the lead content of a pasture grass. *Env. Pollution*, B, 181-192.
- CULLINANE (J.P.) & WHELAN (P.M.), 1982. — Copper, cadmium and zinc in seaweeds from the South coast of Ireland. *Mar. Pollut. Bull.*, 13 (6), 205-208.
- CUNNINGHAM (P.A.), 1979. — The use of bivalve molluscs in heavy metal research. In : VERNBERG (W.B.), CALABRESE (A.), THURBURG (F.) & VERNBERG (F.J.) eds, *Marine pollution : functional responses*. Academic Press, New-York, 183-221.
- DAVIES (B.E.) & WHITE (H.M.), 1981. — Environmental pollution by wind blown lead mine waste. A case study in Wales, U.K. *Sci. Total Environ.*, 20 (1), 57-137.
- DAVIES (I.M.) & PIRIE (J.M.), 1980. — Evaluation of a «mussel watch» project for heavy metals in Scottish coastal waters. *Mar. Biol.*, 57, 87-93.
- DAVIS (R.D.) & CARLTON-SMITH (C.), 1980. — Crops as indicators of the significance of contamination of soils by heavy metals. *Water Research Centre Report TR 140*, juil. 80, 44 p.
- DERUELLE (S.), 1983. — *Ecologie des Lichens du Bassin parisien. Impact de la pollution atmosphérique (engrais, SO₂, Pb) et relations avec les facteurs climatiques*. Thèse Doct. Etat, Université Paris VI, 360 p. et annexe, 202 p.
- DOI (R.) & FUKUYAMA (Y.), 1983. — Metal content in feathers of wild and zoo-kept birds from Hokkaido, 1976-78. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 31, 1-8.
- DRESSING (S.A.), MAAS (R.P.) & WEISS (C.M.), 1982. — Effect of chemical speciation on the accumulation of cadmium by the Caddisfly, *Hydropsyche* sp. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 28 (2), 172-180.
- EL-SOKKARY (J.H.), 1982. — Contamination of soils and plants by mercury as influenced by the proximity to industries in Alexandria, Egypt. *Sci. Total Environ.*, 23, 55-60.
- EL ZORGANI (G.A.), 1980. — Residues of organochlorine pesticides in fishes in Sudan. *Environ. Sc. Health*, part. B., 15 (6), 1091-1098.

- EMPAIN(A.), LAMBINON(J.), MOUVET(C.) & KIRCHMANN(R.), 1980. — Utilisation des Bryophytes aquatiques et subaquatiques comme indicateurs de la qualité des eaux courantes. In : PESSON(P.) ed. : *La pollution des eaux continentales. Incidence sur les biocénoses aquatiques*. Gauthier-Villars, Paris, 195-223.
- ERNST(W.), 1982. — Tiere als Monitororganismen für organische Schadstoffe. *Decheniana* — Beihette (Bonn) 26, 55-66.
- FISCHER(H.), 1983. — Schell weight as an independent variable in relation to cadmium content of molluscs. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 12, 59-75.
- FLEGAL(A.R.), STEPHENSON(M.), MARTIN(M.) & MARTIN(J.H.), 1981. — Elevated concentrations of mercury in mussels (*Mytilus californianus*) associated with Pinniped colonies. *Mar. Biol.*, 65 (1), 45-48.
- FRANCO(J.M.), REIRIZ(M.A.F.), MURADO(M.A.) & COLLAZO(R.), 1981. — Niveles de PCBs y composición química del zooplancton de la costa de Galicia (Campana Galicia IV; octubre 1977). *Invest. Pesq.*, 45 (1), 165-174.
- GARTY(J.) & FUCHS(C.), 1982. — Heavy metals in the Lichen *Ramalina duriae* transplanted in biomonitoring stations. *Water Air Soil Pollut.*, 17 (2), 175-183.
- GARTY(J.), PERRY(A.S.) & MOZEL(J.), 1983. — Accumulation of polychlorinated biphenyls (PCBs) in the transplanted Lichen *Ramalina duriae* in air quality biomonitoring experiments. *Nord. J. Bot.*, 2 (6), 583-586.
- GOLDBERG(E.D.), 1975. — The mussel watch. — A first step in global marine monitoring. *Mar. Pollut. Bull.*, 6, 111.
- GOLDBERG(E.D.), BOWEN(V.T.), FARRINGTON(J.W.), HARVEY(G.), MARTIN(J.H.), PARKER(P.L.), RISEBROUGH(R.W.), ROBERTSON(W.), SCHNEIDER(E.) & GAMBLE(E.), 1978. — The mussel watch. *Environ. Conserv.*, 5, 101-125.
- GOLDBERG(E.D.), KOIDE(M.), HODGE(V.), FLEGAL(A.R.) & MARTIN(J.), 1983. — U.S. mussel watch: 1977-1978 results on trace metals and radionuclides. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 14 (1), 69-93.
- GOLOVENKO(V.K.), SHCHEPINSKY(A.A.) & SHEVCHENKO(V.A.), 1981. — Accumulation of DDT and its metabolism in Black Sea mussels. *Izv. Akad. Nauk. SSSR. Ser. Biol.*, Sevastopol, 4, 453-550.
- GONZALES-CARRERO(M.I.), CARRERO(J.G.), CAPONT(F.L.) & GARCIA(F.M.), 1979. — Contenido de fluor en moluscos y peces de la Ria de Arosa (Galicia, España). La Lapa (*Patella vulgata*) como indicador biológico. *Rev. Agroquim. Tecnol. Aliment.*, 19 (3), 378-384.
- GOODMAN(G.T.), SMITH(S.), PARRY(G.D.R.) & INSKIP(M.J.), 1974. — The use of moss-bags as deposition gauges for air-borne metals. *Proc. Conf. Nat. Soc. Clean Air*, 16 p.
- GREFFADE(Y.) & MEURY(J.), 1967. — Note sur la pollution en rade de Toulon par les hydrocarbures cancérigènes. *Cah. océanogr. Biol. Inform.*, 19, 457-468.
- GRODZINSKA(K.), 1984. — Bioindication of environmental deterioration. In : GRODZINSKI(W.), WEINER(J.) & MAYCOCK(P.F.) eds : *Forest ecosystems in industrial regions*, Springer-Verlag, Berlin, 27-34.
- GUARY(J.C.), 1980. — Recherches sur les transferts et la fixation du plutonium, de l'americium et du neptunium dans le milieu marin. Thèse Doct. Etat, Université d'Aix-Marseille.
- HAMANAKA(T.) & TSUJITA(T.), 1981. — Cadmium and zinc concentrations in zooplankton in the subarctic region of the North Pacific. *J. Oceanogr. Soc. Jap.*, 37 (4), 160-172.
- HARBOTTLE(G.), MILLER(R.) & SAYRE(E.V.), 1982. — Pine needles as sensors of atmospheric pollution. *Environ. Monit. Assess.*, 2 (3), 273-286.
- HARTLEY(D.M.) & JOHNSTON(J.B.), 1983. — Use of the freshwater clam *Corbicula manilensis* as a monitor for organochlorine pesticides. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 31, 33-40.
- HAX NIENCHESKI(L.P.), 1982. — *Utilisation de Mytilus galloprovincialis comme indicateur de pollution du littoral méditerranéen français par les composés organochlorés et les métaux lourds*. Thèse 3ème Cycle, Université Aix-Marseille, 2.
- HOLLWARTH(M.), 1982. — Oeberwachung Staedischer Schwermetallimmissionen mit Hilfe eines Bioindikators. *Staub*, 47 (10), 373-377.
- HORNING(H.), RAVIV(D.) & KRUNGALZ(B.S.), 1981. — The occurrence of mercury in marine Algae and some Gastropod Molluscs of the Mediterranean Shoreline of Israel. *Mar. Pollut. Bull.*, 12 (11), 387-390.
- HURRLE(H.), 1981. — Schwermetalle in Nadelbaeumen auf Alten Bergbauhaelden um Suedschwarzwald. *Allg. Forst Jagdzeitung*, 152 (12), 234-238.
- HUTCHINSON(T.C.), HELLEBUST(J.A.), TAM(D.), MACKAY(R.A.), MASCARENHAS(R.A.) & SHIU(W.Y.), 1980. — The correlation of the toxicity to algae of hydrocarbons and halogenated hydrocarbons with their physical-chemical properties. In : AFGHAN(B.K.) & MACKAY(D.), eds : *Hydrocarbons and halogenated hydrocarbons in the aquatic environment*, Plenum Press, New York, 577-586.
- HUTTON(M.), 1982. — The role of wildlife species in the assessment of biological impact from chronic exposure to persistent chemicals. *Ecotoxicology and Env. Safety*, 6 (5), 471-478.
- IMPELLIZZERI(G.), TRINGALI(C.), CHILLEMI(R.) & PIATELLI(M.), 1982. — Observations on the levels of DDTs and PCBs in the central Mediterranean. *Science of the Total Environment*, 25 (2), 169-179.
- JENSEN(K.), RANDLOV(A.) & RIISGARD(H.U.), 1981. — Heavy metal pollution from a point source demonstrated by means of mussels, *Mytilus edulis*. *Cosmospere*, 10 (7), 761-765.
- JOHNSON(G.D.), MCINTOSH(A.W.) & ATCHISON(G.J.), 1978. — The use of periphyton as a monitor of trace metals in two contaminated Indiana lakes. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 19 (6), 733-740.
- KANAZAWA(J.), 1981. — Measurement of the bioconcentration factors of pesticides by freshwater fish and their correlation with physicochemical properties or acute toxicities. *Pestic. Sci.*, 12, 417-424.
- KANAZAWA(J.), 1982. — Relationship between the molecular weights of pesticides and their bioconcentration factors by fish. *Experientia*, 38, 1045-1046.
- KENDALL(R.J.), 1982. — Wildlife toxicology. *Env. Science and Technology*, 16 (8), 448-453.
- KLUMPP(D.W.) & BURDON-JONES(C.), 1982. — Investigations of the potential of Bivalve Molluscs as indicators of heavy metal levels in tropical marine waters. *Aust. J. Mar. Freshwater Res.*, 33 (2), 285-300.
- KNAP(A.H.), SOLBAKKEN(J.E.), DODGE(R.E.), STEETER(T.D.), WYERS(S.J.) & PALMORK(H.), 1982. — Accumulation and elimination of (9-14C) phenanthrene in the reef-building coral (*Diploria rigosa*). *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 28 (3), 281-284.
- KNUTZEN(J.) & SORTLAND(B.), 1982. — Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) in some Algae and Invertebrates from moderately polluted parts of the coast of Norway. *Water Res.*, 16 (4), 421-428.
- KOMATSU(K.), HIGUCHI(M.) & SAKKA(M.), 1981. — Accumulation of tritium in aquatic organisms through a food chain with three trophic levels. *J. Radiat. Res.*, 22, 226-241.
- KONTRISOVA(O.) & KALETA(M.), 1981. — Assessment of atmospheric pollution of Bratislava and its surroundings with the aid of some monitory plants. *Biologia (Bratislava)*, 36, 539-548 (en Tchecosl.).
- KRIEGER(R.T.), GEE(S.J.) & LIM(L.O.), 1981. — Marine Bivalves, particularly mussels, *Mytilus* sp., for assessment of environmental quality. *Ecotoxicol. Environ. Saf.*, 5 (1), 72-86.

- KUMAGAI (H.) & SAKKI (K.), 1982. — Heavy metal contents of short-neck clams *Tapes japonica* and the nearby mud. *Bull. Japanese Society of Scientific Fisheries*, 48 (6), 837-841.
- KUUSI (T.), LAAKSOVIRTA (K.), LIUKKONEN-LILJA (H.), LODENIUS (M.) & PIEPPONEN (S.), 1981. — Lead, Cadmium and Mercury contents of fungi in the Helsinki area and in unpolluted control areas. *Z. Lebensm. Unters. Forsch.*, 173, 261-267.
- LATOUCHE (Y.D.) & MIX (M.C.), 1982. — The effects of depuration, size and sex on trace metal levels in Bay mussels. *Mar. Pollut. Bull.*, 13 (1), 27-29.
- LEDERMAN (T.C.) & RHEE (G.Y.), 1982. — Bioconcentration of a hexachlorobiphenyl in Great Lake planktonic algae. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 39, 380-387.
- LEGGE (A.H.) & BOGNER (J.C.), 1983. — Ecological monitoring of sulphur in forests in western Canada. *Aquilo Ser. Bot.*, 19, 119-139.
- LEONZIO (C.), BACCI (E.), FOCARDI (S.) & RENZONI (A.), 1981. — Heavy metals in organisms from the northern tyrrhenian sea. *Science of the Total Environment*, 20 (2), 131-146.
- LEWIS (A.G.) & CAVE (W.R.), 1982. — The biological importance of copper in oceans and estuaries. *Oceanography and Marine Biology*, 20, 471-695.
- LINDBERG (P.), ODSJÖ & WIKMAN (M.), 1983. — Mercury in feathers of the Peregrine Falcon *Falcon peregrinus* in Finland. *Ornis Fennica*, 60, 28-30.
- LOBEL (P.B.), MOGIE (P.), WRIGHT (D.A.) & WU (B.L.), 1982. — Metal accumulation in four Molluscs. *Mar. Pollut. Bull.*, 13 (5), 170-174.
- LOBEL (P.B.) & WRIGHT (D.A.), 1982. — Total body zinc concentrations and allometric growth ratios in *Mytilus edulis* collected from different shore level. *Mar. Biol.*, 66 (3), 231-236.
- LODENIUS (M.), 1980. — Aquatic plants and littoral sediments as indicators of mercury pollution in some areas in Finland. *Ann. Bot. Fennici*, 17, 336-340.
- LODENIUS (M.) & HERRANEN (M.), 1981. — Influence of a chlor-alkali plant on the mercury content of fungi. *Chemosphere*, 10 (3), 313-318.
- LODENIUS (M.) & KUMPULAINEN (J.), 1983. — Cd, Fe and Zn content of the epiphytic Lichen *Hypogymnia physodes* in a Finnish suburb. *The Science of the Total Environment*, 32, 81-85.
- LODENIUS (M.) & LAAKSOVIRTA (K.), 1979. — Mercury content of *Hypogymnia physodes* and pine needles affected by a chlor-alkali works at Kuusankoski, SE Finland. *Ann. Bot. Fennici*, 16, 7-10.
- LODENIUS (M.) & TULISALO (E.), 1984. — Environmental mercury contamination around a chlor-alkali plant. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 32, 439-444.
- LOSIFIDOU (H.G.), KILIKIDIS (D.) & KAMARIANOS (A.P.), 1982. — Analysis for polycyclic aromatic hydrocarbons in mussels (*Mytilus galloprovincialis*) from the Thessaloniki Gulf, Greece. *Bull. Environm. Contam. Toxicol.*, 28 (5), 535-541.
- LÖTSCHERT (W.) & WANDTNER (R.), 1982. — Schwermetallakkumulation im Spaghietum magelanicus aus Hochmooren der Bundesrepublik Deutschland. *Ber. Deutsch. Bot. Ges.*, 95, 341-351.
- LUOMA (S.N.), BRYAN (G.W.) & LANGSTON (W.J.), 1982. — Scavenging of heavy metals from particulates by brown seaweed. *Mar. Pollut. Bull.*, 13 (11), 394-396.
- LYTLE (T.F.) & LYTLE (J.S.), 1982. — Heavy metals in oysters and clams of St. Louis Bay, Mississippi. *Bull. Environm. Contam. Toxicol.*, 29, 50-57.
- MACAJO (M.), 1971. — Arsenic in the hair of a non-occupationally exposed population. *Atmospheric Environment*, 5 (4), 275-279.
- MAJORI (L.), NEDOCLAN (G.), MODONUTTI (G.B.) *et al.*, 1978. — Methodological researches on the phenomenon of metal accumulation in the *Mytilus galloprovincialis* and on the possibility of using biological indicators as test-organisms of marine metal pollution. *Rev. Intern. Oceanogr. Méd.*, 49 (3), 81-87.
- MÄKINEN (A.), 1977. — Moss — and peat-bags in air pollution monitoring. *Suo*, 28, 79-88.
- MÄKINEN (A.) & LODENIUS (M.), 1984. — Urban levels of cadmium and mercury in Helsinki determined from moss-bags and feathers mosses. *Ympäristö ja Terveys*, 15, 306-317 (en finlandais).
- MALLET (L.), 1961. — Recherches des hydrocarbures polybenzéniques du type benzo - 3, 4 - pyrène dans la faune de milieux marins (Manche, Atlantique et Méditerranée). *C.R. Acad. Sci. (Paris)*, 253, 168-170.
- MANKOVSKA (B.), 1981. — Contamination of Beech and Oak by Mg, S, F, Pb, Cd and Zn near magnesite works. *Biologia (Bratislava)*, 36 (7), 489-496.
- MARCHAND (M.) & CABANE (F.), 1980. — Hydrocarbures dans les Moules et les Huîtres. *Rev. Int. Oceanogr. Méd.*, 59, 3-30.
- MARKHAM (O.D.), HALFORD (D.K.), AUTENRIETH (R.E.) & DICKSON (R.L.), 1982. — Radionuclides in Pronghorn resulting from nuclear fuel reprocessing and worldwide fallout. *Journal of Wildlife Management*, 46 (1), 30-42.
- MASLOVA (O.V.), 1981. — Estimation comparative des teneurs en collagène dans la colonne vertébrale de poissons du Dniepr et du Delta Kilya du Danube. *Hidrobiol. Z.*, 17 (5), 106-109 (en russe).
- MELHUUS (A.), SEIP (K.L.) & SEIP (H.M.), 1978. — A preliminary study of the use of benthic algae as biological indicators of heavy metal pollution in Sørfjorden, Norway. *Environmental Pollution*, 15 (2), 101-107.
- METCALF (R.L.), 1975. — The biological fate and transformation of pollutants in the air and water environments. In : SUFFET (I.H.), ed : *Fate of Pollutants in the Air and Water Environments* Wiley, New York, 195-221.
- MIX (M.C.) & SCHAEFFER (R.L.), 1983. — Concentrations of unsubstituted polycyclic aromatic hydrocarbons in softshell clams from Coos Bay, Oregon, USA. *Mar. Pollut. Bull.*, 14 (3), 94-97.
- MOILANEN (R.), PYYSALO (H.), WICKSTROM (K.) & LINKO (R.), 1982. — Time trends of chlorofane, DDT, and PCB concentrations in pike (*Esox lucius*) and Baltic herring (*Clupea harengus*) in the Turku archipelago, northern Baltic Sea, for the period 1971-1982. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 29 (3), 334-340.
- MONNIOT (F.), 1985. — Le rôle des Ascidies comme indicateurs biologiques. In : Actes du Colloque «Indices biotiques», Paris, 15-17 novembre 1983. Ministère de l'Environnement, 111-118.
- MOUVET (C.), 1986. — Mousses aquatiques et métaux lourds. Exploitation des résultats du Bassin Rhin-Meuse. Agence de l'eau Rhin-Meuse, 57160 Moulins-lès-Metz, 19 p.
- MOUZAT (L.), 1980. — *Lymnaea limosa* (L.) : biodétection des micropolluants minéraux (Cu et Fe) et paramètres de leur écosystème à travers certains réseaux trophiques. *Ann. Sin. Biol. Besse-en-Chandesse*, 14, 1-210.
- NASCI (C.) & FOSSATO (V.U.), 1982. — Studies on physiology of mussels and their ability in accumulating hydrocarbons and chlorinated hydrocarbons. *Environ. Technol. Lett.*, 3 (6), 273-280.
- NASH (T.H.) & SOMMERFELD (M.R.), 1981. — Elemental concentrations in Lichens in the area of the Four Corners Power Plant, New Mexico. *Environ. Exp. Bot.*, 21 (2), 153-162.
- NATIONAL ACADEMY OF SCIENCES REPORT, 1980. — The international mussel watch. Office of Publications, National Academy of Sciences, Washington, 248 p.
- NICKLESS (G.), STENNER (R.) & TERRILLE (N.), 1972. — Distribution of cadmium lead and zinc in the Bristol Channel. *Mar. Poll. Bull.*, 3, 188-190.

- NIIMI (A. J.) & CHO (C. Y.), 1983. — Laboratory and field analysis of pentachlorophenol (PCB) accumulation by salmonids. *Water Res.* 17 (12), 1791-1795.
- NYGÅRD (S.) & HARJU (L.), 1983. — A study of the short range pollution around a power plant using heavy fuel oil by analysing vanadium in lichens. *Lichenologist*, 15 (1), 89-94.
- NYOMARKAY (K. M.), LORAND (F.) & JANOS (S.), 1982. — Detection of sulphur dioxide in the air using scotch pine needles. *Environ. Monit. Assess.*, 2 (4), 435-443.
- OHI (G.), SEKI (H.), MINOWA (K.), OHSAWA (M.), MIZOGUCHI (I.) & SUGIMORI (F.), 1981. — Lead pollution in Tokyo. The pigeon reflects its amelioration. *Environ. Res.* (New-York), 26 (1), 125-129.
- ONIANWA (P. C.) & EGUMYOMI (A.), 1983. — Trace metal levels in some nigerian mosses used as indicators of atmospheric pollution. *Environ. Pollut.*, 5 (1), 71-81.
- PAASIVIRTA (J.), SARKKA (J.), PELLINEN (J.) & HUMPPI (I.), 1981. — Biocides in eggs of aquatic birds. Completion of a food chain enrichment study for DDT, PCB and Hg. *Chemosphere*, 10 (7), 787-794.
- PAKARINEN (P.), 1981. — Metal content of ombrotrophic Sphagnum mosses in NW Europe. *Ann. Bot. Fenn.*, 18 (4), 281-292.
- PERDRIAU (J.), 1964. — Pollution marine par les hydrocarbures cancérogènes type benzo-3,4-pyrène : incidences biologiques. *Cah. Océanogr.*, 16, 205-229.
- PHILLIPS (D. J. H.), 1978. — Use of biological indicator organisms to quantitate organochlorine pollutants in aquatic environment. A review. *Environ. Pollut.*, 16 (3), 167-229.
- PHILLIPS (D. J. H.) & YIM (W. W.-S.), 1981. — A comparative evaluation of oysters, mussels and sediments as indicators of trace metals in Hong Kong waters. *Mar. Ecol.* 6 (3), 285-293.
- PICARD-BERUBE (M.) & COSSA (D.), 1983. — Teneurs en Benzo 3,4 Pyrène chez *Mytilus edulis* L. de l'Estuaire et du Golfe du Saint-Laurent. *Marine Environmental Research*, 10, 63-71.
- PINOWSKA (B.), KRASNICKI (K.) & PINOWSKI (J.), 1981. — Estimation of the degree of contamination of granivorous birds with heavy metals in agricultural and industrial landscape. *Ecol. Pol.*, 29 (1), 137-149.
- POPHAM (J. D.) & D'AURIA (J. M.), 1982. — A new sentinel organism for vanadium and titanium. *Mar. Pollut. Bull.*, 13 (1), 25-27.
- POSTHUMUS (A.), 1983. — General philosophy for the use of plants as indicators and accumulators of air pollutants and as bio-monitors of their effects. In: *Proc. of the 11th World Congress on Air Quality*, Paris, 16-20 May 1983, vol. 2, 555-561.
- PRUETT-JONES (S. G.), WHITE (C. M.) & EMISON (W. B.), 1981. — Eggshell thinning and organochlorine residues in eggs and prey of peregrine falcons from Victoria, Australia. *Emu*, 80, 281-287.
- RENBERG (L.), MARELL (E.), SUNDSTROM (G.) & ADOFSSON-ERICI (M.), 1983. — Levels of chlorophenols in natural waters and fish after an accidental discharge of wood-impregnating solution. *Ambio*, 12 (2), 121-123.
- RIBEFRE (F.), BOUDOU (A.) & DELARCHE (A.), 1981. — Contamination d'une chaîne trophique expérimentale par le méthylmercure : importance du système «producteur-consumateur primaire». *Environ. Pollut.* (Séries A), 24, 193-206.
- RICHARDSON (B. J.) & WAID (J. S.), 1983. — Polychlorinated biphenyls (PCBs) in Shellfish from Australian coastal waters. *Ecol. Bull.* (Stockholm), 35, 511-517.
- RITZ (D. A.), SWAIN (R.) & ELLIOTT (N. G.), 1982. — Use of the mussel *Mytilus edulis planulatus* (Lamarck) in monitoring heavy metal levels in seawater. *Aust. J. Mar. Freshwater Res.*, 33 (3), 491-506.
- ROSAS (I.), BAEZ (A.) & BELMONT (R.), 1983. — Oyster (*Crassostrea virginica*) as indicator of heavy metal pollution in some lagoons of the gulf of Mexico. *Water, Air and Soil Pollution*, 20, 127-135.
- RUBINSTEIN (N. I.), LORES (E.) & GREGORY (N. R.), 1983. — Accumulation of PCBs, mercury and cadmium by *Nereis virens*, *Mercuraria mercenaria* and *Palaeomonetes pugio* from contaminated harbor sediments. *Aquat. Toxicol.*, 3 (3), 249-260.
- SCHULZ-BAIDES (M.), 1973. — Die Meszmuschel *Mytilus edulis* als Indikator für die Bleikonzentration im Werraesstauer und in der Deutschen Bucht. *Mar. Biol.*, 21, 98-102.
- SCOTT (G. I.) & LAWRENCE (D. R.), 1982. — The American Oyster as a coastal zone pollution monitor: a pilot study. *Estuaries*, 5 (1), 40-46.
- SEELIGER (U.) & CORDAZZO (C.), 1982. — Field and experimental evaluation of *Enteromorpha* sp. as qualitative-quantitative monitoring organism for copper and mercury in estuaries. *Environ. Pollut. Ser.* 29 (3), 107-206.
- SHIMIZU (M.), NOGUCHI (K.), JINNOUCHI (K.), FUJII (T.) & SAIRENJI (E.), 1982. — Studies on the correlation between hair and tissue concentration of mercury in mice. *Eiset Kagaku*, 28 (2), 78-82 (en jap.).
- SOLBAKKEN (J. E.), JEFFREY (F. M. H.), KNAP (A. H.) & PALMORK (K. H.), 1982. — Accumulation and elimination of (9-14C) Phenanthrene in the Calico Clam (*Macrosclista maculata*). *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 28, 530-534.
- SOLBAKKEN (J. E.), KNAP (A. H.), SEARLE (C. E.) & PALMORK (K. H.), 1983. — Uptake and elimination of (9-14C) Phenanthrene in the Turkey Wing Mussel (*Arca zebra*). *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 30, 420-423.
- STEGEMAN (J. J.) & TEAL (J. M.), 1973. — Accumulation, release and retention of petroleum hydrocarbons by the oyster, *Crassostrea virginica*. *Mar. Biol.*, 22, 37-44.
- STRONG (C. R.) & LUOMA (S. N.), 1981. — Variations in the correlation of body size with concentrations of Cu and Ag in the bivalve *Macoma balthica*. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 38 (9), 1059-1064.
- SUCKCHAOREN (S.), 1979. — *Ceratophyllum demersum* as an indicator of mercury contamination in Thailand and Finland. *Ann. Bot. Fennici*, 16, 173-175.
- SUCKCHAOREN (S.), 1980. — Mercury contamination of terrestrial vegetation near a caustic soda factory in Thailand. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 24, 463-466.
- TATARUCH (F.) & ENDERSCHEKA (K. I.), 1982. — Heavy metal residues in Wildfowl-Indicators for environmental pollution. *Wien. tierärztl. Mschr.*, 69 (10), 280-282.
- TAYLOR (F. G.), BEAUCHAMP (J. J.) & PARR (P. D.), 1982. — Use of pine foliage as an indicator of fluoride accumulation from UF6 technologies. *Fluoride*, 15 (1), 14-20.
- VIARENGO (A.), PERTICA (M.), NANCINELLI (G.), PALERMO (S.), ZANICCHI (G.) & ORUNESCU (M.), 1982. — Evaluation of general and specific stress indices in mussels collected from populations subjected to different levels of heavy metal pollution. *Marine Env. Research*, 1982, 235-243.
- VYNCKE (W.), VANDERSTAPPEN (R.), DE CLERCK (R.), MOERMANS (R.) & VAN HOEYWECHEN (P.), 1981. — L'évolution de la teneur en métaux lourds dans la Plie, le Merlan, le Sprat et les Crevettes pêchées dans les eaux côtières belges. *Rev. Agric.*, 34 (5), 1351-1365.
- WARDA (Z.), CHOJNACKI (A.) & PASTERNAK (J.), 1980. — The content of Zn, Pb and S in soil and plants in lysimetric experiments as indicators of atmosphere pollution in zinc metallurgy region. In: SPALENY (J.) ed.: *Proceedings of the 11th International Conference-Bioindicators Deteriorations Risks*, 12-16th sept., 1977, Liblice, Academia, Prague. 403-410.
- WATLING (H. R.) & WATLING (R. J.), 1982. — Metal concentrations in oysters from the southern african coast. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 28 (5), 460-466.
- WAY (C. A.) & SCHRODER (G. D.), 1982. — Accumulation of lead and cadmium in wild populations of the commensal rat, *Rattus norvegicus*. *Arch. Env. Contam. Tox.*, 11 (4), 407-417.

- WELLS (J.R.), KAUFMAN (P.B.), JONES (J.D.), ESTABROOK (G.F.) & GHOSHEH (N.S.), 1982. — Contents of some heavy metals in plants from Saginaw Bay (Lake Huron) and some small lakes in wilderness areas of Michigan's upper peninsula as analysed by neutron activation analysis. *J. Radionucl. Chem.*, 71 (1-2): 97-113
- WITKOWSKI (S.A.), AULT (S.R.), FIELD (R.W.), 1982. — Lead concentrations in White-tailed Deer mandibles and teeth. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 28 (5): 561-565
- WOLVERTON (B.C.) & McDONALD (R.C.), 1978. — Bioaccumulation and detection of trace levels of cadmium in aquatic systems by *Eichornia crassipes*. *Environmental Health Perspectives*, 27: 161-164
- WOOLSTON (M.E.), BRECK (W.G.) & VANLOON (G.W.), 1982. — A sampling study of the brown seaweed, *Ascophyllum nodosum*, as a marine monitor for trace metals. *Water Res.*, 16 (5): 687-691
- WOOTTON (M.) & LYE (A.K.), 1982. — Metal levels in the mussel *Mytilus edulis* collected from estuaries in south-eastern Australia. *Aust. J. Mar. Freshwater Res.*, 33 (2): 363-367
- YOUNG (G.J.) & BELVINS (R.D.), 1981. — Heavy metal concentrations in the Holston river basin (Tennessee). *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, 10 (5): 541-560
- ZAROOGIAN (G.E.) & HOFFMAN (G.L.), 1982. — Arsenic uptake and loss in the American Oyster, *Crassostrea virginica*. *Env. Monitoring and Assessment*, 1 (4): 345-358
- ZAROOGIAN (G.E.) & JOHNSON (M.), 1983. — Chromium uptake and loss in the bivalves *Crassostrea virginica* and *Mytilus edulis*. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 12: 167-173
- ZAUIKE (G.P.), 1982. — Monitoring aquatic pollution using Gammaridae (Amphipoda: Crustacea) with emphasis on cadmium. *Pol. Arch. Hydrobiol.*, 29 (2): 289-298
- ZHULIDOV (A.V.) & EMETZ (V.M.), 1981. — On the aquatic beetles' sexual differences in heavy metal accumulation. *Zh. Obshch. Biol.*, 42 (4): 583-585 (en russe).

CHAPITRE IV

INDICATEURS BIOLOGIQUES ET BIOÉVALUATION DES ÉCOSYSTÈMES

Tout écosystème est formé d'un assemblage d'espèces organisées selon une structure définie. Celle-ci se manifeste en particulier par l'existence de relations quantitatives entre les abondances des espèces. Si un écosystème est stable, ces relations ne changent pas, sauf lorsqu'elles présentent des variations périodiques liées aux cycles fonctionnels normaux de l'écosystème.

Il n'est pas rare que par leur simple présence, certaines espèces révèlent des propriétés particulières de l'écosystème : bien des végétaux, par exemple, fournissent des indications précises sur le sol. De telles espèces indicatrices sont donc précieuses lorsqu'il s'agit de caractériser un écosystème d'un point de vue typologique, tout spécialement lorsqu'elles informent sur des propriétés de leur environnement non évidentes ou difficiles à mesurer.

Le plus souvent cependant, la détermination typologique d'un écosystème ne s'appuie pas sur le seul repérage de telle ou telle espèce indicatrice. Généralement, elle résulte d'une analyse structurale d'ensembles plurispécifiques, comme cela se pratique en phytosociologie par exemple. L'idée que la structure spécifique d'une phytocénose ou celle d'une fraction de zocénose puissent ainsi permettre de caractériser l'écosystème dont elles font partie, lorsque cette structure est stable, a pour corollaire l'idée que toute perturbation doit provoquer un changement de structure. La détection de tels changements au sein d'un écosystème devrait donc en retour révéler l'existence des perturbations auxquelles il est soumis.

Beaucoup d'auteurs s'accordent à penser que des indicateurs utilisant des modifications structurales d'ensembles plurispécifiques doivent être plus efficaces que des espèces indicatrices prises isolément, quand on veut détecter des perturbations avec une bonne sécurité (voir par exemple CAIRNS, 1974). Sans doute ne faut-il pas généraliser trop vite : la régression d'une espèce, voire sa disparition, ou au contraire l'installation et le développement d'une autre peuvent donner d'excellentes indications. Cependant, les auteurs qui soulignent l'intérêt des changements de structure ont aussi à l'esprit l'idée que des écosystèmes de même type ont une structure identique, malgré des différences de composition spécifique : des indices structuraux indépendants de celle-ci auraient alors un champ d'application plus vaste que des espèces indicatrices considérées chacune en elle-même.

Dans tous les cas, l'utilisation d'indicateurs écologiques rencontre les difficiles problèmes évoqués dans le premier chapitre, qui concernent la signification pouvant être attribuée aux indications fournies : apprécie-t-on un écart par rapport à un état de référence, ou bien un niveau de potentialités adaptatives ou encore les deux à la fois ?

Une analyse des méthodes de bioévaluation utilisant des indicateurs écologiques montrera comment se posent ces questions de façon plus concrète, tout d'abord dans le cas des eaux continentales, pour lesquelles les recherches sont les plus avancées, puis dans ceux des milieux marins, lagunaires et enfin terrestres.

I — BIOÉVALUATION DE LA QUALITÉ DES EAUX CONTINENTALES

A — PANORAMA DES RECHERCHES

L'utilisation d'organismes pour porter un jugement sur l'état des écosystèmes aquatiques continentaux remonte au moins à KOLKOWITZ et MARSSON (1908, 1909), fondateurs de la méthode dite «des Saprobies». Utilisée en particulier en Allemagne et quelques autres pays européens, cette méthode a donné lieu à de nombreux travaux visant à l'affiner ; il en existe des analogues aux U.S.A. (WILHM, 1975). Toutes ces méthodes s'appuient sur l'observation que les rivières polluées par des rejets chargés en matière organique présentent des zones de pollution décroissante auxquelles sont associés des assemblages particuliers d'organismes. Chacun de ceux-ci est constitué par des espèces ayant la même tolérance vis-à-vis de la matière organique. Des classifications plus ou moins détaillées ont été proposées d'une part pour ces zones de saprotrophie, d'autre part pour les microorganismes, les végétaux et les animaux (voir par exemple SLADECEK, 1973 ; WILHM, 1975 ; TUFFERY, 1980).

Lors de l'étude d'un secteur de rivière, la détermination des espèces présentes et de leurs degrés respectifs de saprophilie permet d'en déduire le niveau de pollution organique du secteur. Cette procédure, dont l'intérêt, mais aussi les limites, ont été mis en relief par SLADECEK (1965, 1973), appelle en réalité de nombreuses critiques, qui portent aussi bien sur ses fondements que sur ses possibilités d'utilisation pratique (TUFFERY, 1980 ; VERNEAUX, 1980b, 1984). Deux difficultés majeures méritent d'être soulignées ici, car elles permettent de soulever des problèmes de portée générale. En premier lieu, les organismes sont classés en fonction de leur seule tolérance vis-à-vis de la charge en matière organique ; cependant, leur présence ou leur absence peuvent dépendre de bien d'autres facteurs, les uns propres au biotope, telle la granulométrie du substrat pour les organismes benthiques, les autres liés aux divers polluants présents en plus de la

TABLEAU VIII

Éléments de bibliographie sur l'utilisation de diverses catégories d'organismes pour le classement typologique et l'évaluation de la qualité des eaux continentales

BACTÉRIES	BLANT & STETTNER, 1982 - BOTT, 1973 - CABELLI, 1982 - CHRISTIAN & PIPES, 1983 - CLARK <i>et al.</i> , 1982 - DE LEVAL <i>et al.</i> , 1976 - DORAN <i>et al.</i> , 1981 - DUSSART, 1982 - JAZRAWI & AL-HINDAWI, 1982 - LALIBERTE & GRIMES, 1982 - LECLERC <i>et al.</i> , 1981 - MOSSEL, 1982 - STARZECKA <i>et al.</i> , 1979
ACTINOMYCETES	MARA & ORAGUI, 1981.
PHYTOPLANKTON, ALGUES	COSTE, 1974, 1978 - DAKSHINI & SONI, 1982 - DE FERREIROS, 1980 - DELPRETE & SCHÖFIELD, 1981 - DESCY, 1980 - GOLCZ, 1981 - GUNALE & BALAKRISHNAN, 1981 - HOERNSTROEM, 1981 - JONES & LEE, 1982 - PATRICK, 1973 - ROSEN, 1981.
MACROPHYTES (Bryophytes et Phanérogames)	EMPAIN, 1978 - EMPAIN <i>et al.</i> , 1980 - HASLAM, 1982 - JORGA <i>et al.</i> , 1982 - KOHLER, 1982 - KRAUSE, 1981 - MERIAUX & WATTEZ, 1980 - SUCCOW & REINHOLD, 1978 - VRHOVSEK <i>et al.</i> , 1981.
PROTOZOAIRES	ANTONIETTI <i>et al.</i> , 1982 - BICK, 1972 - MADONI & GHETTI, 1982 - SLADECEK, 1971 - WIACKOWSKI, 1982 - WIDJAJA & SUWIGNYO, 1981.
TURBELLAIRES	SCHWANK, 1982.
NÉMATODES	EDER & KIRCHENGAST, 1982.
ROTIFÈRES	GANNON & STEMBERGER, 1978 - PEJLER, 1983 - POURRIOT, 1976 - SIMAKOV, 1982
OLIGOCÈTES	LAFONT, 1984 - LAFONT & JUGET, 1981 - LANG & HUTTER, 1981 - MILBRINK, 1978, 1980 - NICHOLS, 1981 - SCHWANK, 1982 - UZUNOV, 1982 - WIEDERHOLM, 1980
MOLLUSQUES	MOUTHON, 1981a, b - OKLAND & OKLAND, 1980 - ZADORY & MUELLER, 1981.
HYDRACARIENS	KOWALIK & BIESIADKA, 1981.
ZOOPLANKTON	GANNON & STEMBERGER, 1978 - GOLCZ, 1981 - KOWALCZYK & RADWAN, 1982 - MIEGEL, 1982 - MIRACLE, 1982 - NAJDENOV, 1981 - PARISE & RIVA, 1982 - PEJLER, 1983.
MACROINVERTÉBRÉS (principalement benthiques)	ARMITAGE <i>et al.</i> , 1983 - BAZZANTI, 1983 - BAZZANTI & LORET, 1982 - BOURNAUD & KECK, 1980 - BOURNAUD <i>et al.</i> , 1980 - BOURNAUD <i>et al.</i> , 1984 - CASPERS, 1982 - CHERAITIA, 1984 - CINCOTTA <i>et al.</i> , 1976 - ELOUARD & JESTIN, 1982 - GAUFIN, 1973 - GODFREY, 1978 - HAWKES, 1982 - IRLINGER, 1979 - KANSANEN, 1981 - KANSANEN & AHO, 1981 - LAGAÛTERIE & LEROUX, 1977 - MEDEROS <i>et al.</i> , 1983 - MEIERHOFF & PRILL, 1982 - MEIJERING & PIEPER, 1982 - NAJDENOV, 1981 - NORMALISATION FRANÇAISE, 1985 - PLIGIN & ZHURAVLEVA, 1982 - RAMADE <i>et al.</i> , 1984 - SAETHER, 1975 - SAVAGE, 1982 - SUCKLING, 1982 - THOMAS, 1981 - TUFFERY, 1980 - TUFFERY & VERNEAUX, 1968 - VERNEAUX, 1973, 1980a, b, 1984 - VERNEAUX <i>et al.</i> , 1974 - VERNEAUX <i>et al.</i> , 1976 - VERNEAUX & TUFFERY, 1967 - WATSON <i>et al.</i> , 1982 - WHITING & CLIFFORD, 1983 - WILSON, 1980.
POISSONS	DENONCOURT & STAMBAUGH, 1974 - LAURENT & CALVET, 1977 - VERNEAUX, 1973, 1981.
OISEAUX	REICHHOLF, 1982

matière organique. Il faut en effet distinguer l'aptitude plus ou moins grande des organismes à vivre en présence d'une certaine charge de matière organique de leur polluosensibilité, qui varie selon les polluants et leurs multiples combinaisons. En second lieu, le diagnostic ne peut être valablement porté que si les espèces sont déterminées de façon sûre et leurs valences saprobielles connues avec précision, ce qui est loin d'être toujours le cas (VERNEAUX, 1984). Dans la pratique, l'obligation de déterminer les espèces de façon rigoureuse interdit l'application routinière de telles méthodes par des techniciens qu'il ne saurait être question de transformer en spécialistes de la systématique de tous les organismes aquatiques (TUFFERY, 1980).

Outre la pollution organique, de multiples facteurs peuvent altérer la qualité de l'eau. De très nombreuses recherches ont donc visé à définir des moyens d'apprécier cette qualité. Une majorité de travaux porte sur les eaux courantes : ce sont les principaux récepteurs des pollutions et leur typologie est relativement bien établie. Les écosystèmes stagnants n'ont cependant pas été négligés. En outre, nombre de recherches concernent les circuits de distribution de l'eau de consommation et la qualité des eaux usées après épuración. Parmi les ouvrages et articles faisant le point sur les possibilités de diagnostic biologique de la qualité de l'eau, on peut citer en particulier ceux de CAIRNS et DICKSON (1973), AMAVIS et SMEETS (1976), HELLAWELL (1978), JAMES et EVISON (1979), GHETTI (1980), WASSON (1981), RAMADE *et al.* (1984) et VERNEAUX (1984).

Le tableau VIII présente une sélection de références classées en fonction des catégories d'organismes utilisés. La plupart sont tirés de notre sondage bibliographique (cf. chapitre 1).

Beaucoup de publications portent sur certaines Bactéries employées comme marqueurs de pollution fécale d'origine urbaine ou rurale. Cette pollution est particulièrement recherchée, évidemment, dans l'eau à usage domestique (CHRISTIAN et PIPES, 1983; CLARKS *et al.*, 1982; JAZRAWI et AL-HINDAWI, 1982; MOSSEL, 1982). Moins fréquents sont les études prenant en compte la sensibilité des populations bactériennes autochtones aux pollutions par la matière organique ou par les métaux lourds, par exemple. Des possibilités existent cependant, comme l'ont montré DE LEVAL *et al.* (1976), qui ont mis en évidence une relation entre la proportion de bactéries pigmentées non photosynthétiques au sein des peuplements bactériens et la pollution globale de la Sambre, en Belgique : cette proportion diminue dans les zones polluées. Des changements de structure des communautés bactériennes pourraient donc servir à signaler l'existence de pollutions, mais il faut reconnaître qu'il peut être difficile de faire le départ entre des pollutions passagères et des pollutions chroniques. BOTT (1973) et DE LEVAL *et al.* (1976) ont souligné l'intérêt des bactéries en tant que bioindicateurs, en raison de leur capacité à réagir à la moindre perturbation du milieu : encore faut-il échantillonner au bon moment. Des programmes de surveillance impliquent donc une fréquence élevée des observations (BOTT, 1973). Il en résulte malheureusement un très lourd travail de laboratoire. Ici encore, il semble donc peu réaliste d'envisager des procédures de routine.

PATRICK (1949) fut sans doute l'un des premiers chercheurs à proposer d'évaluer l'état d'une rivière à partir de la structure des communautés d'algues unicellulaires. De fait, l'analyse comparative des distributions d'abondance des espèces de Diatomées a révélé de nettes différences entre communautés de zones polluées et de zones non polluées (PATRICK *et al.*, 1954). La méthode est assez lourde : les Diatomées sont échantillonnées à l'aide de substrats artificiels laissés plusieurs semaines dans le milieu ; elles en sont ensuite retirées, triées par espèces et comptées en vue d'établir leur distribution d'abondance. La répétition périodique

de cette procédure pourrait être envisagée dans le cadre de la surveillance d'une rivière, une modification de la distribution d'abondance pouvant témoigner de l'impact d'une perturbation. DESCY (1980) a proposé une méthode utilisant également les Diatomées. Cet auteur a défini un « indice diatomique » Id qui se calcule de la façon suivante :

$$Id = \frac{\sum_{j=1}^p \frac{1}{A_j} |A_j \times V_j \times V_j|}{\sum_{j=1}^p \frac{1}{A_j} \times V_j}$$

Aj représente l'abondance relative de l'espèce j dans la communauté, ij son indice de polluosensibilité, qui varie de 1 à 5, Vj sa valeur indicatrice (variant de 1 à 3), qui est une fonction de l'amplitude écologique de l'espèce vis-à-vis de la pollution. Les échantillons sont prélevés sur des surfaces connues de substrats naturels, très par espèces et dénombrés, la méthode supposant la prise en compte de toutes les espèces. COSTE (1978) a proposé pour sa part un indice dont la valeur dépend uniquement des groupes et sous-groupes dominants ; tout en étant un peu plus simple que l'indice de DESCY, il donne avec celui-ci des résultats concordants, comme l'a montré DESCY (1980) en les calculant l'un et l'autre pour une même série d'échantillons. En dépit de leur intérêt, ces deux méthodes, comme celle des Saprobies ou celle de PATRICK (1949), ont l'inconvénient d'exiger des déterminations précises qui restent l'affaire de spécialistes. On peut en outre s'interroger sur la signification exacte des paramètres i et V de DESCY (1980) ; en tout état de cause, leur détermination suppose une connaissance suffisamment précise de l'écologie de très nombreuses espèces : ne risquons pas d'être confronté à autant d'incertitudes que lorsqu'il faut apprécier la valence des organismes ?

L'utilisation des Macrophytes a été préconisée par quelques auteurs. Dans un travail sur un lac à vocation récréative, SUCCOW et REINHOLD (1978) avaient mis en évidence l'intérêt de combiner une étude de terrain des peuplements de Phanérogames avec l'analyse de vues aériennes pour établir un diagnostic de la qualité de l'eau et assurer une surveillance du milieu. De façon plus générale, MERIAUX et WATTEZ (1980) ont montré qu'il est possible d'établir une typologie précise des peuplements de Phanérogames aquatiques en fonction des caractéristiques physiques et chimiques des milieux ; les pollutions induisant de profonds changements de ces phytocénoses, l'analyse de celles-ci devrait donc permettre d'évaluer le degré des perturbations subies.

HASLAM (1982) a effectivement proposé une méthode de diagnostic de la dégradation des rivières à l'aide des Phanérogames. Il s'agit d'une procédure rapide, s'appuyant sur une comparaison des peuplements des rivières perturbées à des peuplements de référence, décrits sur des rivières équivalentes mais notablement en bon état. Ces peuplements « types » sont classés en zones trophiques, depuis une zone dystrophe jusqu'à une zone eutrophe, en passant par des zones oligotrophe, semi-oligotrophe, mésotrophe et semi-eutrophe, chacune caractérisée par un certain nombre d'espèces. Les observations sont faites à partir de points de vue en surplomb (ponts). L'inventaire des espèces visibles est établi et leur recouvrement estimé. A partir de là, la dégradation est évaluée par un système de notation tenant compte des critères suivants :

- la richesse spécifique observée ;
- la différence entre celle-ci et la richesse du peuplement « type » correspondant ;
- la diminution du recouvrement par rapport à celui du peuplement « type » ;
- le changement de zone trophique ;

— le pourcentage d'espèces polluto tolérantes.

Des pondérations sont prévues pour tenir compte de la présence de certaines espèces et des caractéristiques du substrat (importance des argiles en particulier). La totalisation des notes obtenues pour chaque critère conduit, après pondération, à une note globale. Celle-ci permet de situer le degré de détérioration du milieu — toutes causes confondues — dans une gamme comprenant 8 niveaux. Cette relative finesse est en réalité exagérée, compte-tenu de la précision de la méthode, et l'auteur lui-même souligne que celle-ci est surtout avantageuse pour un diagnostic rapide destiné à distinguer des situations bonnes, moyennes ou mauvaises.

L'utilisation des Phanérogames est par ailleurs limitée à la belle saison, quand les plantes sont bien développées. Elle présente en outre le grave inconvénient de faire appel à des organismes dont les populations ne se reconstituent que lentement — plusieurs années — après cessation des perturbations (KÖHLER, 1982). Le diagnostic peut alors être complètement faussé.

Les Bryophytes ont l'avantage sur les Phanérogames d'être coefficients en toutes saisons, dans les zones à courant prononcé, en particulier dans les rapides en aval des barrages. Les espèces n'étant pas très nombreuses et pouvant presque toujours être identifiées sur le terrain, ces végétaux se sont révélés intéressants pour estimer l'impact des pollutions (EMPAIN *et al.*, 1980). Un indice bryophytique global de qualité des eaux a été conçu selon un principe analogue à celui de l'indice diatomique de DESCY ; il tient compte à la fois du recouvrement et du degré de toxiphobie de chacune des espèces. La toxiphobie est évaluée selon une échelle arbitraire, à partir d'une analyse multivariée de données recueillies dans de nombreuses stations perturbées à des degrés divers. EMPAIN (1978) a proposé l'indice suivant :

$$I_k = \sum_{j=1}^n \frac{1}{RR_{jk}} \times j$$

où RR_{jk} est le recouvrement de l'espèce j dans la station k et j le coefficient de toxiphobie de l'espèce j . Cet indice, dans sa construction, diffère de celui de DESCY par la non prise en compte d'éventuelles différences de valeur indicatrice entre espèces. Ceci ne semble pas avoir une grande importance, car EMPAIN *et al.* (1980) ont montré, sur l'exemple de la Meuse, le bon parallélisme des indications fournies par l'indice bryophytique et par l'indice diatomique. Toutefois, les populations de mousses étant à court terme beaucoup plus stables que celles des Diatomées, elles ne peuvent rendre compte de perturbations passagères, ce qui peut-être un inconvénient dans le cadre d'un programme de surveillance.

Le tableau VIII montre que de multiples catégories d'animaux ont été envisagées pour l'évaluation des eaux continentales, y compris certains Vertébrés — peu fréquemment il est vrai. En ce qui concerne les Poissons, la diversité spécifique des peuplements a été proposée comme indice de la qualité des eaux (DENONCOURT et STAMBAUCH, 1974 ; LAURENT et CALVET, 1977). Cependant les indices de diversité posent un certain nombre de problèmes qui en rendent l'utilisation incertaine pour évaluer le degré de pollution globale d'un milieu, et plus encore lorsque l'on compare des milieux de niveaux typologiques différents, par exemple le long d'un cours d'eau (VERNEAUX, 1981 ; WASSON, 1981). Il semble néanmoins que les peuplements ichthyologiques puissent être utilisés, à condition de connaître la structure des peuplements «types» vivant dans des milieux non perturbés, ce qui devient de plus en plus difficile (VERNEAUX, 1981), à condition aussi que soient maîtrisées les techniques d'échantillonnage. Ce dernier point est particulièrement important : actuellement, l'efficacité des techniques varie selon les espèces, selon la taille des individus, selon enfin les dimensions

des milieux prospectés.

Parmi les Vertébrés, les Oiseaux pourraient être d'intéressants indicateurs de l'état des écosystèmes aquatiques, ceci pour plusieurs raisons : détermination et dénombrement facile, diversité des positions dans les chaînes trophiques, réaction précise de la répartition et des effectifs à l'état du milieu aquatique (structure spatiale, fonctionnement), possibilité de refléter des changements à moyen et long termes (REICHOLF, 1982). Ces avantages sont indéniables et des programmes de surveillance devraient pouvoir être envisagés au moins pour certaines catégories de milieux. Cependant les diverses espèces d'Oiseaux fréquentant les écosystèmes aquatiques n'y sont pas toutes inféodées au même degré : leurs évolutions peuvent dépendre de bien d'autres changements que ceux qui affectent ces milieux. Ici encore, des analyses de peuplements, appuyées sur des solides données typologiques, constituent sans doute la meilleure voie pour une bioévaluation, dont BOURNAUD *et al.* (1982) ont illustré la possibilité.

Ce sont les Macroinvertébrés benthiques — Annelides, Oligochètes, Mollusques, Arthropodes — qui ont fait l'objet des recherches les plus nombreuses (tab. VIII). En effet, depuis les travaux de RICHARDSON (1921, 1929), puis ceux de GAUFIN et TARZWEIL (1952), la faune benthique n'a cessé de donner lieu à des recherches mettant en évidence ses modifications de structure sous l'effet des pollutions et proposant d'en tirer des méthodes de diagnostic. Ce rôle possible des Invertébrés dans l'évaluation de la qualité de l'eau a été discuté notamment par GAUFIN (1973), GOODNIGHT (1973), MOL (1980), WIEDERHOLM (1980), ARMITAGE *et al.* (1983), RAMADE *et al.* (1984) et VERNEAUX (1984).

Au plan des techniques les propositions sont assez diverses : prise en compte de la richesse spécifique, variation de l'abondance de certaines espèces, utilisation d'indices de diversité (surtout l'indice de Shannon H'), calcul de coefficients de similarité ou de coefficients de distance entre peuplements de zones perturbées et de zones témoins, modifications de distributions d'abondance, etc.

Des indices empiriques ont été quelquefois proposés. Ainsi, LAFONT (1984) a construit un indice de qualité des sédiments fins des rivières à partir de données relatives aux Oligochètes. S représentant la richesse spécifique de ceux-ci dans un sédiment et T l'abondance relative (en %) des *Tubificidae* sans soies piliformes, l'indice s'écrit :

$$I_Q = 10 \cdot S \cdot T^{-1}$$

Comme beaucoup d'autres, cette proposition récente peut être intéressante. Toutefois, la conception d'un tel indice soulève des problèmes de portée assez générale. L'auteur le considère comme un indice de qualité des sédiments ; il est certain qu'il faut distinguer qualité de l'eau et qualité des sédiments, tout en sachant que les deux ne sont pas indépendantes et que les organismes peuvent être sensibles à l'une et à l'autre dans des proportions qui restent à déterminer. C'est là une question à laquelle il faudrait répondre pour toute utilisation d'organismes benthiques. Par ailleurs, il faut savoir si les informations obtenues expriment bien une modification des peuplements benthiques par rapport à des peuplements de référence connus par ailleurs : on retrouve ici la nécessité de disposer d'une typologie préalable pour que des indices tels que celui de LAFONT (1984) soient efficaces.

La démarche suivie par ELOUARD et JESTIN (1982) pour déterminer l'impact d'un insecticide sur la faune non cible dans des rivières tropicales paraît plus rigoureuse. Elle est voisine, dans son principe, de celles de DESCY (1980) et d'EMPAIN (1978). A partir de nombreux échantillons prélevés dans des conditions différentes de pollution, une analyse factorielle des correspondances a permis de classer les peu-

plement d'invertébrés limniques en fonction de l'état plus ou moins pollué du milieu et de classer les différents taxons sur une échelle de polluosensibilité. Un indice peut alors être construit, qui tient compte à la fois de l'abondance et de la polluosensibilité des différents taxons inventoriés, ceux-ci n'étant pas obligatoirement de niveau spécifique. Comme le soulignent RAMADE *et al.* (1984), l'intérêt de cette démarche réside dans le caractère rigoureux de l'analyse des données obtenue grâce à l'application de méthodes numériques : celles-ci font apparaître une ordination des taxons en fonction de leur sensibilité à la dégradation du milieu, à partir de laquelle des gammes de sensibilité peuvent être établies ; le découpage plus ou moins fin de ces gammes reste toutefois arbitraire.

De telles méthodes mériteraient donc d'être testées sur une large échelle. En France, toutefois, la technique la plus développée est celle des indices biotiques, qui fut définie par VERNEAUX et TUFFERY (1967) et diffusée dans les services compétents du Ministère de l'Agriculture sous forme d'une note technique (TUFFERY et VERNEAUX, 1968). La procédure proposée, inspirée de celle utilisée en Angleterre (WOODIWISS, 1964), a évolué régulièrement au fur et à mesure de son utilisation pour déboucher sur une proposition récente de norme AFNOR (NORMALISATION FRANÇAISE, 1985). Considérée par beaucoup comme l'exemple d'une mise au point réussie d'une méthode pratique de bioévaluation, la démarche de recherche appliquée initiée par VERNEAUX et TUFFERY mérite une analyse détaillée.

B — DES INDICES BIOTIQUES A L'INDICE BIOLOGIQUE GLOBAL

1. Les contraintes pratiques

Dans son introduction à la note de TUFFERY et VERNEAUX (1968), LEYNAUD, alors Chef de la Section Pêche et Pisciculture du Centre Technique du Génie Rural, des Eaux et des Forêts, a explicité les motivations qui ont orienté les recherches sur les indices biotiques. Il a tout d'abord souligné le fait que des analyses biologiques appropriées pouvaient permettre la mise en évidence d'altérations provoquées par des perturbations temporaires, donc rarement décelables par analyse chimique, sauf si, par chance, les prélèvements sont faits juste au bon moment. De plus, la synthèse incessante de substances nouvelles, souvent actives à des doses très faibles, rend difficile la mise au point rapide de méthodes de détection spécifiques. La recherche de procédures d'appréciation synthétique du degré de pollution des cours d'eau est donc justifiée, sous réserve qu'elles répondent aux critères suivants :

- cadre standardisé permettant une comparaison valable des résultats obtenus par des opérateurs différents ;
- détermination de la qualité globale par un indice chiffré permettant de condenser les informations et de procéder aux comparaisons nécessaires dans l'espace et dans le temps ;
- détermination de la qualité de l'eau basée sur des critères objectifs et non subjectifs ;
- mise en évidence des changements biologiques imputables à la seule qualité de l'eau par la prise en considération des autres facteurs susceptibles d'entraîner de tels changements (caractéristiques morpho-dynamiques des cours d'eau) ;
- méthode basée sur les connaissances actuelles de l'écologie des espèces aquatiques ;
- méthode applicable sur le terrain par les techniciens des

voitures-laboratoires pourvus d'une bonne formation biologique de base et disposant, pour les identifications, de loupes binoculaires ou de microscopes portatifs.

2. La procédure de détermination de la qualité biologique des cours d'eau.

Pour satisfaire aux critères énoncés par LEYNAUD, TUFFERY et VERNEAUX (1968) ont retenu les principes suivants :

- prise en compte et expression codifiée du maximum de données sur les caractéristiques du milieu ;
 - échantillonnage séparé des deux faciès fondamentaux : faciès lotique (eaux courantes) et faciès lentique (eaux calmes) ; limitation aux Invertébrés benthiques de taille supérieure au 1/2 mm, pour permettre un travail rapide ;
 - séparation des unités taxonomiques à la limite de la détermination simple, soit, selon le cas, l'Ordre, la Famille, la Tribu, le Genre, l'Espèce.
- Sur un site donné, les informations à recueillir et à coder sont les suivantes :
- la catégorisation piscicole officielle (Salmonidae dominants : 1 ; Cyprinidae dominants : 2) ;
 - la largeur des cours d'eau, selon 5 classes codées de 1 à 5 (1 m, 1-5 m, 5-25 m, 25-100 m, > 100 m) ;
 - la zone écologique, définie selon la typologie de ILLIES et BOTOSANEANU (1963), avec la codification suivante : crenon : 1-0 ; épirhithron : 2-1 ; métarhithron : 2-2 ; hyporhithron : 2-3 ; épipotamon : 3-1 ; métapotamon : 3-2 ; hypopotamon : 3-3 ;

- l'altitude, exprimée en dizaines de mètres ;
- la nature géologique régionale, ainsi codée : marnocalcaire : 1 ; argileux : 2 ; volcanique ou plutonique acide : 3 ; volcanique ou plutonique basique : 4 ; grès et autres roches siliceuses : 5 ;
- la nature géologique du lit, avec la même codification ;
- la granulométrie du fond, en traitant séparément le faciès lotique et le faciès lentique, dont on caractérise la granulométrie dominante et la granulométrie accessoire : >200 mm : 1 ; 20-200 mm : 2 ; 2-20 mm : 3 ; 0,02-2 mm : 4 ; 0,02-0,2 mm : 5 ; <0,02 mm : 6.
- la couverture végétale, en traitant également séparément les deux faciès, et distinguant pour chacun la couverture dominante et la couverture accessoire : Phanérogames : 1 ; Bryophytes : 2 ; Algues : 3 ; Champignons : 4 ; pour la station considérée dans son ensemble on indique en outre le pourcentage de la surface du fond occupée par la végétation dominante d'une part, par la végétation accessoire de l'autre ;
- la vitesse du courant, exprimée en cm/s ;
- la profondeur de la rivière, en dizaine de centimètres, pour le faciès lotique et pour le faciès lentique ;
- l'importance de l'éclairement potentiel, en fonction de la végétation des rives (rivières couvertes : 1 ; rivières assez couvertes : 2 ; rivières assez dégagées : 3 ; rivières dégagées : 4) ;
- la turbidité, exprimée par trois chiffres selon une échelle conventionnelle de 000 à 500 ;
- la couleur de l'eau, codifiée de 00 (incolore) à 10 (noir), en passant par la gamme : bleu, bleu-vert, vert, vert-jaune, jaune, jaune-marron, marron clair, marron foncé, gris.

Les données faunistiques sont recueillies à partir de trois

prélèvements dans chaque faciès, sur des surfaces de 1/10 m². Pour chaque faciès, on détermine le nombre d'unités systématiques d'Invertébrés ; une unité est considérée comme accidentelle si on ne la trouve qu'à un exemplaire dans un ensemble de trois prélèvements.

Les indices biotiques du faciès lotique, Ic, et du faciès lentique, II, sont déterminés séparément à l'aide d'un tableau standard (tab. IX). Les limites de détermination sont le genre pour la plupart des Insectes, les Vers plats et les Hirudiniés, la famille pour certains Trichoptères, les Coléoptères, les Diptères, les Crustacés et Oligochètes. La présence de Nématodes et d'Hydracariens est notée. Trois critères sont pris en compte pour la détermination des indices biotiques. Le pre-

mier est le nombre total d'unités systématiques présentes : il exprime la richesse faunistique du milieu. Le second est la présence ou l'absence de Groupes Faunistiques Indicateurs, dont le classement selon la colonne I du tableau standard exprime de manière synthétique la sensibilité (ou, réciproquement, la résistance) des Invertébrés benthiques à la pollution de l'eau et l'influence de la morphologie et de la dynamique du milieu sur la biocénose au point de prélèvement. C'est sans doute ici l'origine d'une certaine ambiguïté dans la signification des indices biotiques, sur laquelle nous reviendrons plus loin. Le troisième critère est le nombre d'unités systématiques différentes dans certains Groupes Faunistiques Indicateurs, ou la certitude de l'absence d'un ensemble plus ou moins grand d'unités systématiques.

TABLEAU IX

Tableau standard de détermination des indices biotiques
(d'après TUFFERY et VERNEAUX, 1968)

I Groupes Faunistiques		II	III Nombre total des unités systématiques présentes				
			0-1	2-5	6-10	11-15	16 et +
			Indice biotique				
1 Pléocoptères ou Ecdyonuridae	1	+ d'une U.S.*	—	7	8	9	10
	2	1 seule U.S.	5	6	7	8	9
2 Trichoptères à Fourreaux	1	+ d'une U.S.	—	6	7	8	9
	2	1 seule U.S.	5	5	6	7	8
3 Ancyliidae Ephéméroptères sauf Ecdyonuridae	1	+ de 2 U.S.	—	5	6	7	8
	2	2 ou - de 2 U.S.	3	4	5	6	7
4 Aphelocheirus Odonates ou Gammaridae ou Mollusques (sauf Sphaeriidae)	0	Toutes les U.S. ci-dessus absentes	3	4	5	6	7
5 Asellus ou Hirudinae ou Sphaeriidae ou Hémiptères (sauf Aphelocheirus)	0	Toutes les U.S. ci-dessus absentes	2	3	4	5	—
6 Tubificidae ou Chironominae des Groupes Thumniplumosus	0	Toutes les U.S. ci-dessus absentes	1	2	3	—	—
7 Erntalinae	0	Toutes les U.S. ci-dessus absentes	0	1	1	—	—

* U.S. Unité systématique choisie.

Dans la fiche des données, les informations biologiques reportées sont :

- les indications codées des Groupes faunistiques Indicateurs en faciès lotique et lentique, les codes étant formés des chiffres de classement des Groupes (de 1 à 7 dans le tableau IX) suivi du chiffre 1, 2, ou 0 correspondant à la situation indiquée dans la colonne II ;

- les nombres totaux d'unités systématiques en faciès lotique et lentique ;

- les indices biotiques correspondant aux deux faciès ;

- l'écart ΔI : $I_c - I_l$ entre les deux indices

TUFFERY et VERNEAUX (1968) ont souligné le fait que les indices biotiques I_l et I_c , ou l'indice biotique moyen

$I_b = \frac{I_l + I_c}{2}$ suffisent à détecter une pollution. La figure 15 en donne l'illustration. Dans les eaux françaises, une valeur inférieure à 5 témoigne d'une pollution, ainsi qu'une valeur de ΔI supérieure à 2, si l'un des indices I_l ou I_c est inférieur à 5. Du fait de leur facilité d'emploi, les indices biotiques ont été largement utilisés, mais on a quelque peu oublié le fait que TUFFERY et VERNEAUX insistent sur l'importance d'un diagnostic complet, prenant en compte les caractéristiques du milieu : c'est à ce prix, selon eux, que la qualité d'un écosystème d'eau courante pouvait être appréciée de façon correcte

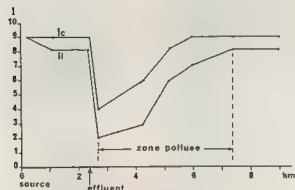


FIG. 15. — Exemple d'utilisation des indices biotiques I pour caractériser la pollution d'une rivière par un effluent. I_c : indice du faciès lotique. — I_l : indice du faciès lentique. D'après TUFFERY et VERNEAUX (1968), modifié.

3. Intérêt et limites de la méthode des indices biotiques

Indiscutablement, la méthode proposée par TUFFERY et VERNEAUX (1968) s'est avérée très utile, même si l'on a peu exploité l'idée d'un diagnostic portant sur de nombreux paramètres pour retenir surtout les indices biotiques. Comme l'ont souligné par exemple WASSON (1981) et LASCOMBE et CARDOT (1984), la détermination de ces indices est simple et relativement peu coûteuse : cela a permis un dégrossissage rapide à une époque où l'état du réseau hydrographique était très mal connu et où les services techniques commençaient tout juste à développer leurs moyens dans le domaine de l'hydrobiologie.

L'application de la méthode sur une large échelle a permis d'en apprécier peu à peu les inconvénients, ce qui, d'une certaine façon, constitue un avantage par rapport à des méthodes insuffisamment mises à l'épreuve (WASSON, 1981). Ils sont essentiellement de trois ordres.

Un premier défaut de la méthode est son manque de sensibilité, notamment vis-à-vis des conséquences des aménagements et des pollutions mécaniques : celles-ci sont en effet d'abord de nature quantitative, or la méthode ne tient pas réellement compte des abondances des unités taxonomiques. En fait, les variations d'indice traduisent surtout des variations du degré de pollution chimique. D'un certain point de vue, ce manque de sensibilité rend la méthode fiable, en ce sens qu'une variation d'indice traduit vraiment un phénomène important.

C'est là toutefois qu'apparaît un deuxième type d'inconvénient : le phénomène révélé n'est pas nécessairement une perturbation d'origine anthropique, car des conditions écologiques locales particulières peuvent parfois faire varier notablement l'indice (WASSON, 1981).

Enfin, des indices biotiques de même valeur, mais correspondant à des stations de niveaux typologiques différents, n'ont pas la même signification : une valeur de l'ordre de 9 dans la zone du rhithron peut témoigner d'une altération de la qualité de l'eau, alors qu'elle traduirait une bonne qualité dans le cas d'une rivière de plaine très lente (WASSON, 1981). On trouve là la conséquence de la conception de l'échelle des Groupes Faunistiques Indicateurs : intégrant — selon des modalités non clairement définies — la sensibilité des organismes à la pollution et leur appartenance à des classes typologiques, elle mélange des informations à significations très différentes.

VERNEAUX (1984) a lui-même souligné le fait que les valeurs élevées de l'indice biotique (8 à 10) n'indiquent pas une qualité optimale de référence, mais simplement l'absence de dégradations très marquées.

Ces constatations, tirées de la mise en pratique de la méthode, ont incité les scientifiques à rechercher une procédure plus satisfaisante. VERNEAUX et ses collaborateurs ont ainsi élaboré de nouveaux protocoles qui ont été expérimentés sur une assez large échelle, en particulier le protocole de détermination de l'Indice de Qualité Biologique Globale (I.Q.B.G., VERNEAUX *et al.*, 1976), pour déboucher finalement sur la méthode de l'Indice Biologique Global (I.B.G., VERNEAUX *et al.*, 1982). La comparaison de celle-ci avec la méthode originelle des indices biotiques permet d'apprécier les progrès effectués grâce à des échanges permanents entre la recherche fondamentale et le domaine des applications ; elle permet aussi de mesurer l'importance des difficultés qui subsistent.

4. La détermination de l'Indice Biologique Global (I.B.G.).

Cet indice repose sur les mêmes principes fondamentaux que les indices biotiques. Cependant de profondes modifications de l'échantillonnage et de l'exploitation des données faunistiques ont été apportées, afin de disposer d'une méthode plus sensible et plus précise, permettant en particulier une estimation plus juste de la pollution dans les systèmes montagnards.

Dans le cas des indices biotiques, l'échantillonnage distinguait seulement deux faciès, en fonction de la vitesse de l'eau. Le protocole de l'I.B.G. est beaucoup plus détaillé, car il prévoit un « échantillonnage différentiel » (VERNEAUX *et al.*, 1982), qui assure une prospection ordonnée de la mosaïque d'habitats constituant le milieu. Chaque habitat est défini par la nature du substrat et la vitesse d'écoulement (tab. X).

TABLEAU X

Grille de détermination des habitats à prospector pour l'établissement de l'Indice Biologique Général
*a*1 - *a*3, *B*1 - *b*3, *c*1 - *c*3 : exemples de répartition des huit prélèvements à réaliser dans trois stations différentes,
a, *b* et *c* (d'après NORMALISATION FRANÇAISE, 1985)

Vitesses superficielles (1) v (cm/s)		v > 150	150 > v > 75	75 > v > 25	25 > v > 5	5 > v
Supports	V S	2	4	5	3	1
Bryophytes	9		a1			
Spermaphytes immergés («herbiers»)	8			a2	b1	c1
Sédiments minéraux de grandes taille (pierres, cailloux, galets) 250 mm > Ø ≥ 25 mm	7		a3, b2			
Granulats grossiers («gravières») 25 mm > Ø ≥ 25 mm	6		2	a4, b3		
Éléments organiques grossiers (litières, branchages, racines...)	5				a5, b4	
Sédiments fins ± organiques («vases») Ø < 0,1 mm	4					a6, b5
Spermaphytes émergents (Hélophytes)	3			c3		b6
Surfaces naturelles et artificielles (roches, dalles, sols, parois...)	2	a7	c6	b7, c4	C7	c8
Granulats minéraux fins (sables et limons) Ø < 2,5 mm	1				a8, b8, c5	
Algues, bactéries et champignons à colonies macroscopiques	0					
(1) Les limites des classes de vitesses sont données à titre indicatif						

La station objet d'une détermination de l'indice est définie comme étant le tronçon de cours d'eau dont la longueur est égale à 10 fois la largeur du lit mouillé au moment du prélèvement. Huit relevés unitaires d'une surface de 1/20 m² doivent être effectués si possible dans huit habitats différents, prospectés dans l'ordre de la succession figurant en ordonnée du tableau X (de 9 à 0). Dans chaque cas, le prélèvement est effectué dans la classe de vitesse la plus fréquemment associée au support considéré. Si une station n'offre pas 8 habitats différents, le nombre de prélèvements est complété à 8 dans l'habitat dominant, autant que possible en prenant en compte des classes de vitesse différentes. L'habitat 0 n'est prospecté qu'à défaut d'un nombre suffisant d'autres supports.

Les prélèvements sont réalisés à l'aide d'un appareil fonctionnant soit en échantillonneur de type «Surber», soit en haveneau, et permettant d'atteindre des profondeurs de l'ordre 3 m. L'ouverture de maille est de 500 µ m.

La faune de chaque prélèvement est triée séparément, puis il est établi une liste unique des différentes unités taxonomiques rencontrées. L'étude de très nombreux échantillons de Rhithron et du Potamon a conduit VERNEAUX et ses collaborateurs à retenir 135 taxons différents, en majorité du niveau de la famille, sauf dans quelques cas difficiles (tab. XI). Le nombre de ces taxons représentés dans la liste établie pour la station étudiée donne la variété faunistique totale de celle-ci, Σ t.

TABLEAU XI

Liste des 135 taxons utilisés pour l'établissement de l'Indice Biologique Général (d'après NORMALISATION FRANÇAISE, 1985)

INSECTES

PLECOPTÈRES

Cnidiidae
Chloroperlidae
Leuctridae
Nemouridae
Perlidae
Perlodidae
Taeniopterygidae

TRICHOPTÈRES

Beraeidae
Brachycentridae
Ecnomidae
Glossosomatidae
Goeridae
Helicopsychidae
Hydropsychidae
Hydroptilidae
Lepidostomatidae
Leptoceridae
Limnephilidae
Molamidae
Odontoceridae
Philopotamidae
Phryganeidae
Polycentropodidae
Psychomyidae
Rhyacophilidae
Sericostomatidae
Thremmatidae
ÉPHÉMÉROPTÈRES
Baetidae
Caenidae
Ephemerellidae
Ephemeridae
Heptageniidae
Leptophlebiidae
Oligoneuriidae
Polymitarcidae
Potamanthidae
Prosoptomatidae
Siphonuridae

HÉTÉROPTÈRES

Aphelocheiridae
Corixidae
Gerridae
Hebridae
Hydrometridae
Naucoridae
Nepidae
Notonectidae
Psephenidae
Psephenidae

COLEOPTÈRES

Curculionidae
Donacidae
Dryopidae
Dytiscidae
Elmidae
Eubryidae
Eumidae
Gyrinidae
Haliplidae
Helodidae
Helophoridae
Hydraenidae
Hydrochidae
Hydrophilidae
Hydroscaphidae
Hygrobidae
Limnobiidae
Spercheidae
DIPTÈRES

Anthomyidae
Athericidae
Blephariceridae
Ceratopogonidae
Chaoboridae
Chironomidae
Culicidae
Dixidae
Dolichopodidae
Empididae

Ephydriidae
Limnoidae
Psychodidae
Ptychopteridae
Scatophagidae
Sciomyzidae
Simuliidae
Stratiomyidae
Syrphidae
Tabanidae
Thaumaleidae
Tipulidae

ODONATES

Aeschnidae
Calopterygidae
Coenagrionidae
Cordulegasteridae
Cordulidae
Gomphidae
Lestidae
Libellulidae
Platycnemididae
MEGALOPTÈRES
Sialidae
PLANIPENNES
Osmiidae
HYMENOPTÈRES
LÉPIDOPTÈRES

CRUSTACÉS

BRANCHIOPODES
AMPHIPODES
Gammaridae
ISOPODES
Asellidae
DECAPODES
Astacidae
Atyidae
Grapsidae
Cambaridae

MOLLUSQUES

BIVALVES

Dreissenidae
Sphaeriidae
Unionidae
GASTÉROPODES
Ancylidae
Bithynidae
Bythinellidae
Hydrobiidae
Limnaeidae
Neritidae
Physidae
Planorbidae
Valvatidae
Viviparidae

VERS

ACHETES
Erpobdellidae
Glossiphoniidae
Hirudidae
Pisicidae
TRICLADÈS
Dugesiidae
Planariidae
OLIGOCHÈTES
NEMATHELMINTHES

HYDRACARIENS

HYDROZOAIRIES

SPONGIAIRES

BRYOZOAIRIES

NEMERTIENS

Des analyses factorielles portant d'une part sur des échantillons provenant de stations non ou à peine dégradées, d'autre part sur des échantillons prélevés dans des zones diversement altérées, ont permis de distinguer 38 groupes faunistiques indicateurs (G.I.), qui sont utilisés dans le tableau de détermination de l'I.B.G. (tab. XII).

Neuf classes de G.I. et 12 classes de variété faunistique totale ont été retenues. La valeur de l'indice est déterminée en tenant compte du premier groupe faunistique significatif (représenté par au moins 3 individus dans l'ensemble de l'échantillon) rencontré en lisant le tableau de haut en bas, puis en fonction de la classe de variété faunistique totale.

La note obtenue varie de 1 à 20, et non de 0 à 10 comme dans le cas des indices biotiques : elle doit donc permettre d'obtenir des informations plus nuancées. La figure 16 permet de comparer les résultats de la méthode de l'I.B.G. à celle des indices biotiques, les deux protocoles ayant été appliqués en parallèle à une gamme variée de cours d'eau (MONNOT, 1982). On constate que :

— pour un grand cours d'eau (cas de la Saône), l'I.B.G. donne une meilleure évaluation que l'indice biotique, qui sous-estime la qualité des zones du Potamon ;

— l'I.B.G. rend mieux compte de la dégradation de certains torrents (cas du Bief-Rouge, du Drugeon), dont la qualité est surestimée par l'indice biotique ;

— dans les situations intermédiaires, alors que l'indice biotique ne décèle pas les altérations légères ou des conditions naturelles peu favorables à la faune, l'I.B.G. permet une différenciation assez fine.

L'I.B.G. semble donc bien répondre aux objectifs que s'étaient fixés les chercheurs, à savoir une justesse satisfaisante et une sensibilité suffisante pour pouvoir repérer des dégradations légères.

Selon VERNEAUX (1984), l'I.B.G. « constitue une expression synthétique de la qualité biologique générale d'une station, toutes causes confondues ». Parmi celles-ci, interfèrent des facteurs naturels, en particulier ceux qui sont propres à la

TABLEAU XII

Valeurs de l'Indice Biologique Général selon la nature et la variété taxonomique du macrobenthos
(d'après NORMALISATION FRANÇAISE, 1985)

Variété totale Σt	12	11	10	9	8	7	6	5	4	3	2	1
Groupes faunistiques indicateurs G I ($n \geq 3$)	≥ 40	39 37	36 34	33 30	29 26	25 22	21 18	17 14	13 10	9 7	6 4	3 1
Chloroperlidae 9 Perlidae Perlodidae Taeniopterygidae	20	19	18	17	16	15	14	13	12	11	10	9
Capniidae 8 Brachycentridae Odontoceridae Philopotamidae	19	18	17	16	15	14	13	12	11	10	9	8
Leuctridae 7 Glossosomatidae Goeridae Leptophlebiidae	18	17	16	15	14	13	12	11	10	9	8	7
Nemouridae 6 Lepidostomatidae Sericostomatidae Ephemeridae Heptageniidae	17	16	15	14	13	12	11	10	9	8	7	6
Hydroptilidae 5 Limnephilidae Rhyacophilidae Polymitarcidae Potamanthidae	16	15	14	13	12	11	10	9	8	7	6	5
Leptoceridae 4 Polycentropodidae Psychomyiidae Ephemerellidae	15	14	13	12	11	10	9	8	7	6	5	4
Hydropsychidae 3 Baetidae Caenidae Triclades				11	10	9	8	7	6	5	4	3
Elmidae 2 Odonates Gammaridae Mollusques					9	8	7	6	5	4	3	2
Chironomidae 1 Asellidae Achètes Oligochètes						7	6	5	4	3	2	1

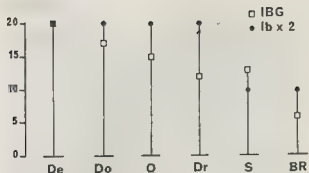


FIG. 16. — Comparaison des valeurs de l'indice biotique (Ib x 2) et de l'Indice Biologique Global IBG obtenues simultanément dans divers cours d'eau.

De : Le Dessoubre, rivière à Truite de moyenne altitude. — Do : Les Doullaines, ruisseau forestier de basse altitude. — O : L'Ognon, cours calme en plaine silicoeuse avec exploitation des alluvions. — Dr : Le Drugon, petite rivière à cours endommagé par des travaux de rectification et de recalibrage. — S : La Saône, grand cours d'eau de plaine, en amont de Châlon. — BR : Le Bief Rouge, ruisseau à caractère torrentiel recevant des rejets organiques trop importants par rapport à son débit. D'après MONNOT (1982), modifié.

typologie de la station, et des facteurs perturbants d'origine anthropique. L'I.B.G. conserve donc la même ambiguïté que les indices biotiques : du fait que l'on ordonne en une seule échelle des nombres rendant compte d'une part du niveau typologique, d'autre part du degré d'altération du milieu, la signification de ces divers indices demeure incertaine tant qu'une analyse critique n'a pas été faite. Une valeur de 16 par exemple, obtenue pour l'I.B.G. d'une station située dans la zone supérieure à Salmonides traduit déjà une altération, alors qu'elle représente la « qualité optimale » pour une station du Crénon ou pour une zone calme de grand cours d'eau de plaine (VERNEAUX *et al.*, 1982). Cette difficulté, si elle est prise en compte dans les interprétations, ne devrait cependant pas empêcher la généralisation de l'emploi de l'I.B.G., qui en tout état de cause, représente un progrès indiscutable par rapport à la méthode des indices biotiques (LASCOMBE et CARDOT, 1984).

C — CONCLUSIONS

Parmi les multiples méthodes envisagées pour juger de la qualité des écosystèmes limniques, les seules véritablement pratiques sont les méthodes de détermination d'indices comme l'Indice Biologique Général, qui sont applicables à une gamme d'eaux courantes assez large, mais restant à délimiter avec précision.

En ce qui concerne les eaux stagnantes, aucune méthode de large portée n'existe encore. Il faut souligner ici l'intérêt des propositions de RAMADE *et al.* (1984), qui montrent que la macrofaune lenticule pourrait être utilisée pour construire des indices pratiques de qualité des milieux, en raison de l'existence d'une large gamme de polluosensibilité chez les constituants de cette faune. En outre, comme pour l'I.B.G., il serait possible de s'en tenir à des unités taxonomiques du niveau de la famille.

Dans tous les cas, la connaissance de situations de référence semble indispensable, évidemment, et les auteurs proposant des protocoles précis y font toujours au moins allusion. S'il faut entendre par là des situations correspondant à l'état normal de milieux non perturbés, il n'en reste pas moins que cette notion même d'état de référence pose de difficiles problèmes théoriques. Dans la pratique, des typologies ont pu

être proposées de façon empirique, comme l'ont fait ILLIES et BOTOSANEANU (1963), grâce à une large expérience des milieux d'eau courante. Le développement des analyses multivariées a permis des recherches typologiques plus « objectives », comme celles de VERNEAUX (1973, 1976). Ces analyses permettent de faire apparaître, dans un espace abstrait, des regroupements d'espèces permettant de définir des niveaux typologiques précis (Fig. 17). Il faut bien entendu utiliser des données provenant de stations non perturbées, lesquelles sont parfois difficiles à trouver.

Appliquées ensuite à des échantillons provenant cette fois de stations diversement perturbées, les méthodes multivariées permettent de dégager une classification des taxons en fonction de leur polluosensibilité globale. C'est cette démarche qu'ont suivie par exemple DESCY (1980) avec les Diatomées, EMPAIN (1978) avec les Bryophytes, VERNEAUX (1981) avec les Poissons, VERNEAUX *et al.* (1982) avec les Macro-invertébrés benthiques.

L'idéal serait peut-être ensuite de proposer des échelles indiciaires différentes par type écologique ; encore se heurte-t-on alors aux problèmes épineux de délimitation des types, ne serait-ce que parce qu'ils ne sont pas nécessairement ordonnés de façon claire le long d'un cours d'eau (VERNEAUX, 1984). Pour des raisons de simplicité, ce sont des échelles uniques qui ont été proposées jusqu'à présent. Selon VERNEAUX (1984), il faut alors intégrer préalablement les distributions typologiques dans l'établissement des protocoles. Il en résulte cependant une profonde ambiguïté de la notion de qualité de l'eau, et l'on voit mal comment on peut véritablement apprécier séparément, ainsi que le souhaite VERNEAUX (1984) :

- l'aptitude biogène d'un site (toutes causes confondues) ;
- son niveau général de dégradation ;
- la qualité de l'eau.

La qualité générale d'un milieu aquatique, la qualité de l'eau, celle des sédiments sont-elles des notions comparables, traduisant l'idée d'une plus ou moins grande adéquation à une norme, type idéal ou type statistique ?

Il ne faudrait pourtant pas que ces problèmes conceptuels irritants inhibent la recherche de méthodes pratiques et leur mise en oeuvre. En revanche, il est tout aussi important de tenir compte, dans la planification des échantillonnages, d'une part du cycle saisonnier, les peuplements pouvant se modifier notamment lors des périodes d'émergence d'imagos, d'autre part des phénomènes de dérive, qui peuvent faciliter la reconstitution rapide de peuplements perturbés de façon passagère.

II — BIOÉVALUATION DES MILIEUX MARINS ET LAGUNAIRES

A — PANORAMA DES RECHERCHES

Depuis longtemps, les milieux marins et lagunaires ont fait l'objet de recherches sur les effets des pollutions et sur les possibilités d'évaluer celles-ci à l'aide d'organismes vivants. Une très large proportion des travaux concerne l'utilisation des bioaccumulateurs ; le chapitre précédent a permis d'en apprécier l'intérêt et d'en mesurer les limites. Le tableau XIII présente une sélection de références illustrant d'autres approches. Tirées de nos sondages bibliographiques (cf. chap. 1), elles portent surtout sur la période 1980-83 ; y ont été rajoutées quelques références, plus anciennes ou plus récentes, particulièrement significatives.

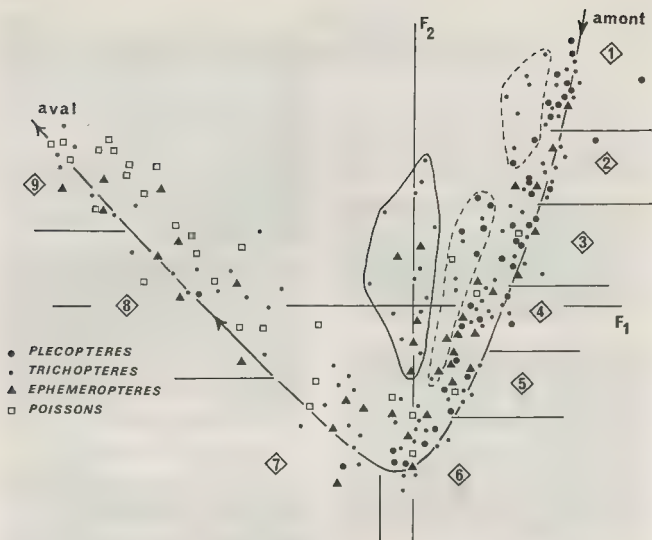


FIG. 17. — Typologie du réseau hydrographique du Doubs obtenue par analyse des correspondances des données recueillies sur 216 espèces dans 123 stations

L'analyse dégage une courbe typologique en U le long de laquelle se succèdent 9 groupements statistiquement définis correspondant à une répartition de l'amont à l'aval des assemblages d'espèces. Les espèces des deux assemblages marginaux (tirets) et de l'assemblage central (trait continu) sont des espèces associées à des habitats de faciès lentique répartis de façon plus ou moins aléatoire le long des cours ou des espèces à large distribution, donc sans valeur typologique. D'après VERNEAUX (1973), modifié

La pollution fécale des eaux littorales fait l'objet de travaux proportionnellement plus nombreux qu'il n'apparaît dans le tableau XIII, mais ce problème ne pouvait être développé ici, en dépit de son importance. En effet, il n'y a pas détection d'une perturbation par le biais de modifications des communautés naturelles : ce sont des bactéries ou des virus d'origine fécale qui sont recherchés, directement dans l'eau ou dans des Mollusques (MAZIERES *et al.*, 1980 ; DELATRE et DELESMONT, 1981). Un aspect important des recherches mérite toutefois d'être signalé : une attention particulière est apportée à la présence de ces microorganismes dans les sédiments, car ceux-ci pourraient servir de réservoirs de germes pathogènes (BAUERFEIND *et al.*, 1981 ; ERKENBRECHER, 1981 ; HOOD et NESS, 1982 ; LABELLE *et al.*, 1980).

Le tableau XIII montre que la recherche d'indicateurs écologiques parmi les organismes planctoniques est encore

bien modeste ; comme le souligne BELLAN (1984), il reste beaucoup à faire dans ce domaine. Quant aux travaux qui suggèrent l'utilisation d'Algues épiphytiques, de Protozoaires benthiques ou de Poissons, ils conservent actuellement un caractère anecdotique. En fait, depuis les travaux de REISH (1959) en Californie de BELLAN (1967a, b) en France, ce sont essentiellement les Métazoaires benthiques qui donnent lieu à des travaux bien engagés dans la voie des applications. BELLAN (1984, 1985) et GLEMAREC (1985) en ont déjà présenté les principaux aspects : ce qui suit s'inspire directement de leurs travaux.

De très nombreuses espèces benthiques permettent de caractériser de façon précise les multiples combinaisons de substrat, d'hydrodynamisme, de lumière qu'offrent les fonds littoraux. De ce fait, ces espèces sont « indicatrices » des conditions stationnelles au même titre que les espèces caractéristiques des phytosociologies : elles méritent donc d'être

utilisées dans le cadre d'études typologiques.

Il en est également qui permettent de caractériser des perturbations d'origine anthropique, en particulier les pollutions organiques, qu'elles proviennent d'effluents urbains ou résultent du déversement accidentel de produits pétroliers. C'est ainsi que diverses espèces de Polychètes peuvent être considérées comme des indicatrices du degré de pollution, permettant ainsi l'établissement de zonation précises en substrat meuble (BELLAN, 1985). L'analyse se fait en comparant point par point les dominances de ces espèces.

L'existence de changements de dominance au sein d'un groupe restreint en fonction du degré de pollution suggère que, de façon plus générale, des changements de structure des assemblages benthiques pourraient permettre de caractériser avec précision la distribution spatio-temporelle des pollutions. C'est ce qu'illustrent les recherches du laboratoire d'Océanographie Biologique de Brest (GLEMAREC, 1985). L'étude de différents secteurs côtiers de Bretagne a montré que les Polychètes, les Bivalves et les Amphipodes se répartissent en groupes écologiques selon leur sensibilité ou, à l'inverse, leur tolérance à la surcharge en matière organique :

- GROUPE I** : espèces sensibles, dominant largement le peuplement en conditions normales et qui disparaissent les premières ;
- GROUPE II** : espèces tolérantes, toujours en petites quantités et ne fluctuant pas de façon significative ;
- GROUPE III** : espèces tolérantes dont la répartition écologique apparaît plus large lorsqu'il y a perturbation que dans les conditions normales ;
- GROUPE IV et V** : espèces opportunistes de premier ordre (Spionidae et Cirratulidae essentiellement) et de second ordre (*Capitella capitata*, *Scolecopsis fuliginosa*), supportant aisément les conditions anoxiques.

TABLEAU XIII

Éléments de bibliographie sur l'utilisation de divers organismes pour la bioévaluation des milieux marins et lagunaires.

BACTÉRIES	BAUERFEIND <i>et al.</i> , 1981 - BORRERO <i>et al.</i> , 1983 - CABELLI & PEDERSEN, 1982 - CHURCHLAND <i>et al.</i> , 1982 - DELATTRE & DELESMONT, 1981 - ERKENBRECHER, 1981 - FUKS & KECKES, 1977 - GAMESON, 1982 - HOOD & NESS, 1982 - HUGHES <i>et al.</i> , 1981 - LABELLE <i>et al.</i> , 1980 - MAZIERES <i>et al.</i> , 1981.
ALGUES BENTHIQUES	BELSHER, 1979
ALGUES EPIPHYTIQUES	MAY <i>et al.</i> 1978 - MAY, 1982.
PHYTOPLANKTON	ARFI <i>et al.</i> , 1981 - EPPLEY & WEILER, 1979 - YAMADA <i>et al.</i> , 1980a, b.
ZOOPLANKTON	HERNROTH, 1981 - SETTY, 1982.
PROTOZOAIRES BENTHIQUES	WYATT & PEARSON, 1981.
METAZOAIRES BENTHIQUES	AMJAD & GRAY, 1983 - ANGER, 1975, 1977 - BARNETT, 1983 - BELLAN, 1967a, b, 1980, 1984, 1985 - BELLAN <i>et al.</i> , 1975, 1980, 1981 - BELLAN-SANTINI, 1981 - BOURCIER, 1980, 1982 - COULL <i>et al.</i> , 1981 - FRICKE <i>et al.</i> , 1981 - GLEMAREC, 1985 - GLEMAREC & HILY, 1981 - GLEMAREC <i>et al.</i> , 1981, 1982 - GRAY, 1981, 1983 - GRAY & MIRZA, 1979 - GRAY & PEARSON, 1982 - GUELORGET & PERTHUISOT, 1984 - HARTLEY, 1982 - HEIP, 1980 - HENNING <i>et al.</i> , 1983 - HERRERA MORENO & DEL VALLE GARCIA, 1980 - LEPPAKOSKI, 1975 - LORDA <i>et al.</i> , 1981 - MARCOTTE & COULL, 1974 - PEARSON, 1975 - PEARSON & ROSENBERG, 1978 - PEARSON <i>et al.</i> , 1982 - PERES & BELLAN, 1972 - RACHOR, 1980, 1982 - RAFFAELLI, 1981, 1982 - RAFFAELLI & MASON, 1981 - REID <i>et al.</i> , 1982 - REISH, 1959, 1972 - ROSENBERG, 1976 - SALEN-PICARD, 1983 - SANUKIDA <i>et al.</i> , 1981 - SHAW <i>et al.</i> , 1983 - STORA & ARNOUX, 1983 - WARWICK, 1981.
POISSONS	COPELAND, 1970 - KOEHLER, 1981.

En fonction du degré de pollution organique, les espèces de ces groupes forment des assemblages différents, permettant de proposer une notation sous forme d'un «indice biotique» (Fig. 18).

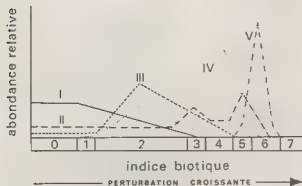


FIG. 18 — Schéma de la répartition d'invertébrés benthiques en fonction de la pollution organique sur le littoral breton. Les valeurs de l'indice biotique sont définies par les états successifs des assemblages d'espèces. I : espèces sensibles — II : espèces tolérantes. — III : espèces à plus large spectre écologique qu'en conditions normales. — IV et V : espèces opportunistes de 1er et 2ème ordres. D'après GLEMAREC et HILY (1983), modifié

Cette approche structurale doit ainsi permettre l'établissement de diagnostics précis qui peuvent être présentés sous forme cartographique.

Comme le souligne BELLAN (1984), le schéma proposé par GLEMAREC et ses collaborateurs est vraisemblablement assez général : en effet, les recherches de SALENPICARD (1983) en Méditerranée conduisent à des résultats tout à fait convergents. On peut donc concevoir qu'à partir d'échantillonnages bien organisés dans l'espace et dans le temps, l'analyse de la distribution spatio-temporelle des assemblages benthiques puisse permettre la surveillance de l'extension des dégradations. GLEMAREC *et al.* (1982) en donnent un exemple : le suivi des faunes benthiques dans deux abers bretons pollués par l'accident de l'Amoco Cadiz a permis de définir les étapes d'un retour aux conditions antérieures ou celles d'une évolution vers un nouvel équilibre.

Des méthodes de ce type sont donc d'un indiscutable intérêt. Cependant, elles impliquent de lourds travaux de terrain et de laboratoire que seules peuvent réaliser des équipes importantes comprenant des spécialistes de nombreux groupes faunistiques. On voit alors l'avantage d'indices simples, faisant appel soit à un nombre très limité d'espèces, soit à des taxons supra-spécifiques.

BELLAN (1980) a ainsi proposé un indice, pour les substrats durs, qui prend en compte uniquement les Polychètes, parmi lesquels seules sont distinguées quelques espèces ; les unes sont des «sentinelles de pollution», dont les populations deviennent nombreuses en milieu pollué ; les autres, «indicatrices d'eau pure», sont au contraire abondantes en milieu non perturbé. L'indice est le suivant :

$$IP = \frac{\sum \text{des dominances des espèces «sentinelles de pollution»}}{\sum \text{des dominances des espèces «indicatrices d'eau pure»}}$$

La dominance d'une espèce est exprimée par le pourcentage de ses individus dans l'ensemble des Polychètes récoltés. Ceux-ci doivent être tous comptés, mais il suffit de déterminer ceux appartenant aux espèces formant les deux catégories

ci-dessus. Le travail s'en trouve allégé d'autant. L'étude comparée de diverses stations a permis à BELLAN de constater que IP prend des valeurs supérieures à 1 uniquement dans les milieux pollués : on peut donc utiliser ce seul empilage pour porter un jugement sur l'état pollué ou non d'un site. Certains résultats suggèrent même que la valeur de IP croît avec le degré de pollution (BELLAN, 1984), ce qui pourrait permettre d'établir au moins des échelles relatives de pollution.

Un indice du même type a été proposé par BELLAN-SANTINI (1981), également pour les substrats solides ; il est basé sur le rapport de la somme des dominances des *Jassa* et des *Hyale* (Amphipodes), BELLAN (1985) signale qu'il peut être intéressant d'utiliser en outre les genres *Podocerus* et *Stenothoe*, l'indice s'écrivant alors :

$$IP = \frac{\sum \text{des dominances des } Jassa \text{ et } Podocerus}{\sum \text{des dominances des } Hyale \text{ et } Stenothoe}$$

On peut rapprocher ces indices de celui que BELSHER a proposé en 1979, mais qui est plus compliqué et utilise des Algues. Au sein d'un peuplement d'Algues, chaque groupe taxinomique, par exemple les Phéophycées, peut être caractérisé d'une part d'après sa dominance qualitative (pourcentage des espèces du groupe par rapport à l'ensemble des espèces du peuplement), d'autre part d'après sa dominance quantitative, rapport, exprimé en pourcentage, de la somme des recouvrements des espèces du groupe au recouvrement total du peuplement. On peut alors définir pour chaque groupe sa «tension», rapport de sa dominance quantitative à sa dominance qualitative (BOUDOUQUES, 1970).

BELSHER (1979) ayant observé que, le long de gradients de pollution décroissante, certains groupes d'Algues ont des tensions soit décroissantes, soit croissantes, il propose de construire un indice de pollution IP de la façon suivante :

$$IP = \frac{\sum \psi_i}{\sum \psi_j}$$

i désignant les groupes en tension décroissante et j les groupes en tension croissante. Ainsi les valeurs de IP sont élevées dans les zones polluées et faibles ou même nulles en zone normale.

L'idée est intéressante, dans la mesure où l'indice, par l'intermédiaire des tensions, intègre des données sur les richesses spécifiques et sur les abondances relatives. Toutefois, il semble qu'à chaque secteur côtier particulier, il faille construire un indice adapté en fonction des groupes d'Algues représentés (BELSHER, 1979), ce qui peut limiter l'intérêt pratique de tels indices.

Un exemple en apparence beaucoup plus simple, et dont on a pu penser qu'il aurait une portée générale, est donné par le rapport du nombre des Nématodes à celui des Copépodes, proposé comme indice de pollution par RAFFAELLI et MASON (1981). Ces auteurs ont en effet constaté qu'en cas de pollution organique, les Copépodes sont bien davantage affectés que les Nématodes, observation également faite par RICKE *et al.* (1981). Il en résulte que le rapport Nématodes/Copépodes prend des valeurs élevées dans les zones polluées et pourrait donc être utilisé comme indice de pollution.

Cette proposition a donné lieu à une vive controverse (WARWICK, 1981 ; COULL *et al.*, 1981 ; RAFFAELLI, 1981, 1982 ; AMJAD et GRAY, 1983 ; HENNIG *et al.*, 1983). *A priori*, comme l'ont souligné certains auteurs, les Nématodes et les Copépodes ayant des exigences différentes vis-à-vis de la granulométrie, la valeur du rapport change selon la nature des sédiments, en l'absence de toute pollution ;

RAFFAELLI et MASON (1981) avaient eux-mêmes attiré l'attention sur cette difficulté. Mais ce n'est pas là le problème le plus important, car il devrait être possible de calibrer le rapport en fonction de la granulométrie. En revanche, comme l'ont montré HENNIG *et al.* (1983), divers facteurs influent sur les abondances des deux groupes dans des sens différents. Les perturbations mécaniques favorisent l'accroissement des Copépodes Harpacticoides, mais ne modifient pas sensiblement la densité des Nématodes. Les produits pétroliers provoquent au contraire une baisse des Harpacticoides, mais n'induisent pas nécessairement de changement chez les Nématodes. Un enrichissement en matière organique provoque un accroissement de ceux-ci, sans modifier l'abondance des Harpacticoides, tandis que des effluents contenant des substances toxiques font chuter les effectifs des deux groupes. Dans ces conditions, il est évident que la comparaison des valeurs du rapport Nématodes/Copépodes obtenues pour deux sites différents puisse n'autoriser aucune conclusion quant à leurs degrés respectifs de pollution.

Un autre indice simple a été proposé par CHASSE et MORVAN (1978) en vue d'apprécier et de cartographier l'impact de la pollution consécutive au naufrage de l'Amoco Cadiz près des côtes bretonnes. Cet indice utilise la biomasse par unité de surface (1 m^2) des Gastéropodes operculés herbivores (Littorinées et Gibbules), coquilles comprises. Cette biomasse aurait en conditions normales une valeur à peu près constante, dépendant seulement du faciès battu ou abrité, à laquelle on peut comparer, sous forme de pourcentage, la biomasse subsistant à la suite de la pollution. La sensibilité de ces Gastéropodes se situant dans la moyenne par rapport à celle de divers Invertébrés, ce pourcentage varie de façon graduelle, permettant la distinction aisée de plusieurs degrés de détérioration du milieu. A en juger par la carte très expressive publiée par CHASSE et MORVAN (1978), cette méthode paraît intéressante. Toutefois, un indice construit comme un simple pourcentage calculé par rapport à un état de référence ne transmet évidemment une information fiable que si cet état est *a priori* le même partout, ce qui demande à être soigneusement démontré.

Pour certains auteurs, il est plus sûr d'analyser les changements de structure à l'échelle des assemblages complets, en utilisant les distributions d'abondance (GRAY et MIRZA, 1979; CREMA et BONVICINI-PAGLIAI, 1980; GRAY, 1981). En effet, on constate que celles-ci s'ajustent à des modèles log-normaux dans le cas de peuplements non perturbés, mais que ce n'est plus vrai lorsqu'il y a pollution. Des représentations graphiques simples permettent de comparer les distributions d'abondance, en particulier au cours du temps; GRAY et MIRZA (1979) et CREMA et BONVICINI-PAGLIAI (1980) ont ainsi mis en évidence des évolutions significatives à la suite de pollutions ou au contraire après la mise en place d'installations de traitement de rejets industriels. Cette méthode est voisine de celle de PATRICK utilisant les structures d'abondance des communautés phytoplanctoniques d'eaux courantes, mais elle en a aussi les inconvénients, notamment celui d'obliger à un tri complet des échantillons au niveau spécifique.

B — DISCUSSION

A en juger d'après la bibliographie, les assemblages benthiques semblent offrir les meilleures chances de mise au point de bioindicateurs en milieu marin; c'est également le cas pour les écosystèmes lagunaires (GUELORGET et PERTHUISOT, 1984). De fait, ils ont été intégrés dans des programmes de surveillance de sites à risques, par exemple à proximité de terminaux pétroliers (FOXTON, 1981) ou de plateformes de forage (DICKS, 1982).

Cependant, les problèmes méthodologiques sont loin d'être résolus. Le rapport Nématodes/Copépodes en a fourni une illustration presque caricaturale, mais les difficultés apparues à son propos sont peut-être tout aussi réelles dans le cas de n'importe quel indice utilisant des combinaisons d'organismes diversement sensibles aux perturbations du milieu.

Avant toute chose, il est indispensable de disposer d'une typologie des assemblages benthiques, donc d'une bonne connaissance des relations substrat — hydrodynamisme — lumière — organismes. BELLAN (1984) a fortement souligné l'importance de ce problème, plus complexe encore dans le cas des substrats solides que dans celui des substrats meubles. Les recherches bionomiques menées de longue date en France ont sans nul doute apporté les bases indispensables à l'établissement de typologies précises, mais cela ne suffit pas. En effet, dans chaque situation concrète, il faut connaître la mosaïque des fonds prospectés, afin de procéder dans l'esprit de l'échantillonnage différentiel préconisé pour la détermination de l'Indice Biologique Général en eau courante.

Dans le cas des écosystèmes lagunaires, des recherches comparatives ont dégagé une structure semble-t-il assez générale, caractérisée par une zonation du benthos indépendante du niveau de la salinité: l'analyse des associations benthiques ou même le simple repérage de certaines espèces caractéristiques permettraient ainsi le classement de chaque site d'un point de vue typologique et l'appréciation de ses potentialités (GUELORGET et PERTHUISOT, 1984). Toutefois, il n'a pas encore été proposé de méthodes précises de diagnostic, qu'il s'agisse de l'établissement d'indices biotiques ou d'études de distributions d'abondance par exemple.

De façon générale, il apparaît que la recherche méthodologique, en milieu marin comme en milieu lagunaire, n'est somme toute pas très avancée. Dans la majorité des cas, les propositions faites encourent le reproche d'un trop grand empirisme, les auteurs proposant des espèces indicatrices ou des indices à partir d'observations sur la répartition des organismes le long de gradients de pollutions. En fait, on connaît mal ou pas du tout les liens de causalité entre les facteurs de perturbation et les changements structuraux des communautés, d'autant que les gradients observés, généralement dus à des effluents urbains et industriels, combinent des variations de la teneur en matière organique, des teneurs en métaux lourds et autres toxiques et des proportions eau douce/eau de mer. Faute de relier les changements observés à des causes précises, on pourra seulement penser que ceux-ci traduisent des modifications de la qualité globale du milieu, sans être en mesure de donner un contenu précis à ce concept.

Au plan de l'efficacité, l'empirisme n'est pas à condamner: les espèces indicatrices et les indices proposés par certains auteurs ont indiscutablement permis d'apprécier l'extension de graves pollutions et jeté les bases d'une surveillance régulière. La méthode de GLEMAREC et de ses collaborateurs a l'avantage de prendre en compte un ensemble d'espèces très large, mais l'inconvénient d'être lourde, car elle doit être quantitative pour être précise.

On comprend alors l'intérêt que pourrait avoir une démarche comme celle de GRAY et PEARSON (1982), qui proposent une procédure de sélection «objective» des espèces sensibles pouvant indiquer des changements dans les communautés benthiques provoqués par des pollutions. Une analyse comparée des distributions d'abondance de communautés normales et non perturbées permet de repérer les espèces qui sont à la fois suffisamment sensibles et suffisamment abondantes pour permettre des mesures fiables. Cette procédure s'appuie, au plan théorique, sur l'idée que la distribution log-normale généralement observée dans les peuplements non perturbés a une réelle signification biologique. Il y a certainement là matière à controverse, mais cela n'empêche pas la méthode de GRAY et PEARSON (1982) d'obliger à

une analyse rigoureuse des communautés, donc de faciliter la découverte des bioindicateurs les plus performants. Ceci peut être utile surtout dans les zones où il n'y a pas une connaissance préalable suffisante de l'écologie des communautés.

III — TYPOLOGIE ET BIOÉVALUATION DES ÉCOSYSTÈMES TERRESTRES

A — PANORAMA DES RECHERCHES

En milieu terrestre, l'utilisation d'indicateurs écologiques peut se faire à deux échelles bien distinctes, celle des écosystèmes et celle des écomplexes. Dans le premier cas, les indicateurs peuvent servir soit à un diagnostic purement typologique, soit à la mise en évidence de perturbations dont l'intensité peut éventuellement être appréciée. Dans le second, les indicateurs ont pour fonction l'évaluation de la complexité structurale et de la diversité biocénotique des écomplexes, ou encore la mise en évidence de gradients de pollutions ou de transformations affectant l'ensemble d'un territoire ; ils peuvent également servir à l'évaluation des divers milieux formant un écomplexe, ou même des ensembles plus vastes, par exemple par le biais d'échelles de cotation

Distincts, les deux niveaux d'analyse sont néanmoins interdépendants et certains indicateurs utilisés à l'échelle écosystémique peuvent l'être, avec des modalités adaptées, à celle des écomplexes. Cependant, par souci de clarté, je n'envisagerai dans le présent chapitre que des indicateurs employés à la première échelle.

Le tableau XIV rassemble, à titre d'exemples, quelques références illustrant l'utilisation de divers organismes comme indicateurs écologiques : cela va des Bactéries du sol aux Vertébrés, en particulier les Oiseaux. A propos de ceux-ci, on ne peut manquer de citer le travail exemplaire de FERRY et FROCHOT (1970) sur les avifaunes associées aux différents stades de la succession aboutissant à la chênaie pédonculée : il montre dans quelle mesure la composition des peuplements aviens reflète l'état de la végétation et peut informer sur la dynamique de celle-ci. Bien des travaux ont été réalisés dans cet esprit, dont on trouvera une excellente synthèse dans BLONDEL (1979) et une illustration récente chez SPITZ (1985). C'est toutefois à l'échelle des écomplexes que les Oiseaux peuvent sans doute fournir les indications les plus utiles, comme le montrera le prochain chapitre.

Bien évidemment, c'est parmi les végétaux qu'on peut penser trouver des indicateurs précis et d'utilisation commune. L'intérêt des plantes indicatrices n'est plus à démontrer et il ne manque pas de travaux illustrant la possibilité de caractériser les propriétés physiques ou chimiques d'un sol,

TABLEAU XIV

Éléments de bibliographie sur l'utilisation de divers organismes pour la typologie et la bioévaluation d'écosystèmes terrestres.

BACTÉRIES	TROYER <i>et al.</i> , 1981 - ZUKOWSKA-WIESZCZEK, 1980.
lichens	BEDENEAU, 1980, 1981, 1982 - DERUELLE, 1983 - KAUPPI & MIKKONEN, 1980 - KISZKA, 1964, 1977, 1981 - SHOWMAN, 1981 - WETMORE, 1981.
PLANTES VASCULAIRES	BONIN & VEDRENNE, 1981 - BUECKING & DIETRICH, 1981 - CHIKISHEV, 1965 - GILOT & PAUTOU, 1981 - LONG, 1974 - FREGITZER & BARNES, 1982 - RIOUX <i>et al.</i> , 1984 - SASTRE & LOURTEIG, 1986 - TIAGI & AERY, 1982.
PROTOZOAIRES	CHARDEZ & LAMBERT, 1981 - FOISSNER <i>et al.</i> , 1982
NÉMATODES	ARPIN, 1979 - ARPIN <i>et al.</i> , 1984 - CACHAN <i>et al.</i> , 1981 - SCOTTO LA MASSESE, 1974.
OLIGOCHÈTES	BOUCHE, 1981 - CACHAN <i>et al.</i> , 1981 - STANDEN, 1982.
MICROARTHROPODES	ARPIN <i>et al.</i> , 1984 - ATHIAS-BINCHE, 1983 - GARAY <i>et al.</i> , 1980 - GARAY & NATAF, 1982 - HERMOSILLA & RIBIO, 1974 - NATAF, 1983 - PONGE, 1983 - PONGE & PRAT, 1982 - POURSIN & PONGE, 1982 - TADROS & MASHAAL, 1981 - WEIGMANN & KRATZ, 1981.
MACROARTHROPODES	BENEST, 1983 - BIGOT & GAUTIER, 1981 - BIGOT <i>et al.</i> , 1982 - BLANDIN <i>et al.</i> , 1981, 1982 - CACHAN, 1982 - CACHAN & CLEMENT, 1979 - CACHAN <i>et al.</i> , 1981 - CAZIN, 1982 - DRACH & FAILLE, 1981 - EMILE <i>et al.</i> , 1981 - FERNANDEZ HAEGER & RODRIGUEZ GONZALES, 1982 - FLOGAITIS, 1982 - FLOGAITIS & BLANDIN, 1983 - MOLFETAS & BLANDIN, 1980 - STUBBE & TIETZE, 1982 - TOROSSIAN, 1981 - TOROSSIAN & HUMBERT, 1982 - TOROSSIAN & ROQUES, 1981, 1984.
VERTÉBRÉS	SPITZ, 1985

voire la nature de la roche-mère, à l'aide de certaines espèces (cf. par exemple CHIKISHEV, 1965 ; BUECKING et DIE-TRICH, 1981 ; PREGITZER et BARNES, 1982 ; TIAGY et AERY, 1982). Cependant, il convient parfois d'être prudent lorsqu'il s'agit de mettre en relation une espèce «indicatrice» et un facteur du milieu : les concepts classiques de plantes calcicoles ou halophiles sont là pour le rappeler (OZENDA, 1986). L'établissement de profils écologiques (GOUNOT, 1969) permet de pallier cette difficulté en donnant des bases statistiques solides aux relations entre l'abondance de certaines espèces et des caractéristiques particulières du milieu. Des estimations d'abondance autorisent alors à affirmer l'existence de ces caractéristiques et, parfois, à préciser les valeurs probables de certains descripteurs du milieu.

Le plus souvent cependant, ce sont les groupements d'espèces qui, par leur composition, sont les mieux à même d'informer sur l'ensemble des conditions mésologiques (GUINOCHET, 1973 ; OZENDA, 1982). Il n'est pas inutile, dans ce contexte, de rappeler la différence existant entre les concepts d'espèce caractéristique et d'espèce indicatrice. Le premier désigne des espèces se trouvant dans un type de groupement déterminé, à l'exclusion de tout autre. Dans la mesure où un groupement est lié à des conditions écologiques déterminées, ses espèces caractéristiques sont par voie de conséquence de bonnes indicatrices de ces conditions (OZENDA, 1982). En revanche, des espèces peuvent être d'efficaces indicatrices de tel ou tel facteur du milieu sans pour autant être nécessairement des caractéristiques de groupements.

La généralisation des techniques d'analyse multivariée, dont GUINOCHET (1973) a montré l'importance en phytosociologie, relativise tous ces problèmes, comme l'ont bien illustré BONIN et VEDRENNE (1981) ou PAUTOU (1984). En effet, la mise en évidence des groupements et la recherche de leurs relations avec les facteurs du milieu se trouvent grandement facilitées par des techniques telles que l'analyse factorielle des correspondances. Il est en même temps possible de dégager les espèces qui ont la meilleure valeur indicatrice : on s'aperçoit alors que certaines espèces caractéristiques d'associations sont éliminées. Ceci est normal, comme l'expliquent BONIN et VEDRENNE (1981), car le traitement numérique ne prend évidemment en compte que les données de fréquence issues des relevés analysés, alors «qu'en phytosociologie traditionnelle, le choix des caractéristiques dépend à la fois de leur place dans le tableau phytosociologique brut et de considérations annexes sur leur position connue dans d'autres formations végétales et sur leur valeur biogéographique». En fait, ces «considérations annexes» constituent un apport d'informations non contenues dans les relevés soumis à l'analyse, ce qui en soit peut être utile à l'interprétation des données et ne devrait pas être négligé dans le choix des espèces indicatrices si l'on veut que celles-ci aient des chances d'être utilisables en dehors des seules surfaces initialement échantillonnées. Il n'en reste pas moins que la valeur indicatrice des espèces ou, mieux, de groupes d'espèces dépend du soin avec lequel l'échantillonnage et des végétaux et des descripteurs du milieu a été réalisé (BONIN et VEDRENNE, 1981).

Il n'est pas utile d'insister plus longuement sur le rôle indicateur des groupements végétaux. Soulignons simplement qu'il ne se limite pas à des indications sur les conditions du milieu physico-chimique : des informations assez précises peuvent être obtenues sur le dynamisme de la végétation, lorsque l'on sait replacer les groupements analysés dans des séries progressives ou régressives connues. Ici encore, les analyses multivariées peuvent s'avérer très utiles pour caractériser des stades d'évolution et dégager les espèces qui les expriment le mieux (BONIN et VEDRENNE, 1981). A partir de là, des interventions peuvent être envisagées soit pour accélérer, soit pour freiner les évolutions pressenties. Dans cette perspective, le diagnostic a davantage à s'appuyer à la

fois sur une analyse phytosociologique classique et sur une étude phytocécologique. Celle-ci permet de définir les caractères structuraux des groupements observés (LONG, 1974) et, si nécessaire, des caractéristiques démographiques fines (densité, distribution spatiale, structure d'âge....).

On imagine habituellement que les indications fournies par des espèces ou des groupes d'espèces végétales portent sur le dynamisme de la végétation ou sur les caractéristiques édaphiques et climatiques du milieu. Cependant, les groupements végétaux peuvent informer assez directement sur certains aspects de zoonoses qui leur sont associées. C'est ainsi qu'a été montré l'intérêt de la végétation pour déterminer la possibilité d'existence de populations d'invertébrés vulnérables simplement gênants ou bien vecteurs de maladies (GILOT et PAUTOU, 1981). Dans cet esprit, RIOUX *et al.* (1984) ont proposé une typologie de divers écosystèmes littoraux de Guadeloupe indiquant directement les espèces de moustiques susceptibles de s'y développer. Des travaux de ce type débouchent sur des cartes écologiques thématiques dont l'intérêt est de plus en plus évident (OZENDA, 1986).

La plupart des autres recherches portent sur des microorganismes ou des animaux édaphiques. Leur objectif peut être typologique : on espère déduire de la présence de certaines espèces ou de certains assemblages des informations permettant un classement des écosystèmes en types distincts, ou encore des indications sur leurs caractéristiques fonctionnelles, notamment en ce qui concerne la dynamique de l'humification. Enfin, quelques travaux ont tenté, avec plus ou moins de succès, de mettre en évidence des indicateurs de perturbations.

Les auteurs envisageant les microorganismes comme indicateurs écologiques sont peu nombreux, ce qui se conçoit aisément quand on sait les difficultés des études quantitatives de la microflore édaphique. TROYER *et al.* (1981), par exemple, ont montré que l'étude de la proportion des bactéries résistantes au cadmium pouvait permettre de déterminer le degré de pollution d'un sol par ce métal. Auparavant, ZUKOWSDA-WIESZCZEK (1980) avait suggéré d'apprécier le degré de pollution globale de sols en région urbaine à partir des effectifs des populations bactériennes et de la mesure de certaines activités enzymatiques. Il peut y avoir là des voies de recherche intéressantes, mais on est loin encore de pouvoir envisager la généralisation de techniques de routine.

En dehors des travaux de ce type, les approches microbiologiques concernent, comme en milieu marin, la pollution fécale : on s'intéresse en particulier à la détection des bactéries fécales dans les sols et au problème de leur temps de survie dans les conditions du milieu extérieur (voir par exemple HAGEDORN *et al.*, 1978 ; CHANDLER *et al.*, 1981 ; REDDY *et al.*, 1981 ; FAUST, 1982). Ici encore, on ne peut parler de recherche d'indicateurs écologiques au sens strict.

Les divers spécialistes de la faune du sol n'ont pas manqué de chercher à déduire de la composition de tel ou tel groupe faunistique des indications sur les caractéristiques des sols et sur leur fonctionnement.

BOUCHE (1981) a ainsi montré la possibilité d'utiliser les lombriciens à des fins typologiques, avec divers degrés de précision : un inventaire qualitatif peut déjà donner une idée de la fertilité d'un sol, idée qui est affinée lorsque l'on prend en compte, de façon au moins semi-quantitative, les catégories écologiques (épigés, endogés et anéciques). Ces méthodes ne peuvent toutefois être utilisées avec profit qu'en milieu non perturbé par des traitements chimiques. Une application en a été faite sous la direction de BOUCHE dans le cadre des travaux de CACHAN *et al.* (1981) sur la typologie des prairies lorraines. La composition des assemblages de Lombrics varie effectivement selon les prairies, en particulier dans la mesure où les espèces n'ont pas la même sensibilité aux

conditions hydriques, que ce soit chez les anéciques ou chez les endogés. Il est ainsi possible que le rapport de la biomasse des *Nicodrilus* anéciques à celle de *Lumbricus terrestris* permette de classer les prairies en fonction de l'importance de l'assèchement estival : ce rapport serait d'autant plus faible que l'humidité du sol serait plus régulière au cours du cycle saisonnier (1). Il semble enfin que la biomasse globale des *Lumbricus* croisse avec le degré d'intensification de l'utilisation des prairies (CACHAN *et al.*, 1981). Le travail de STANDEN (1982) suggère que certaines caractéristiques des peuplements d'autres Oligochètes, les Enchytraeidae, comme la diversité spécifique et l'abondance, pourraient également aider à classer des prairies en fonction du type de fertilisation effectuée.

SCOTTO LA MASSESE (1974) avait suggéré que les assemblages de Nématodes Mononchides pourraient être utiles pour «préciser la nature et la dynamique des écosystèmes naturels». Dans cet esprit, ARPIN (1979) et ARPIN *et al.* (1984) ont montré qu'il y a une relation étroite entre la composition des assemblages de Mononchides et le type d'humus. Il en est de même des Collembolles (PONGE et PRAT, 1982; POURSIN et PONGE, 1982; PONGE, 1983; ARPIN *et al.*, 1984). De façon analogue, ATHIAS-BINCHE (1983) a souligné la valeur indicatrice des Acariens Uropodides vis-à-vis du milieu édaphique.

PONGE (1983), par exemple, a pu définir des assemblages de Collembolles caractéristiques d'une part des muls à pH supérieur ou égal à 5, d'autre part des divers humus acides (pH inférieur à 5), depuis les mers jusqu'aux muls acides. En outre, des assemblages particuliers caractérisent les variantes hydromorphes correspondantes. Certaines espèces ont une meilleure valeur indicatrice que d'autres, mais PONGE insiste sur le fait qu'un diagnostic correct doit prendre en compte des assemblages d'espèces et non des espèces seules.

Les Macroarthropodes ont été envisagés en tant que bioindicateurs essentiellement dans une perspective typologique : certaines espèces ou, mieux, certains ensembles d'espèces sont caractéristiques de tel ou tel milieu particulier. C'est ainsi que BIGOT et GAUTIER (1981) et BIGOT *et al.* (1982) ont montré la liaison précise qui peut exister entre certaines espèces et des biotopes ripicoles ou certains milieux littoraux. C'est également dans ce sens que CACHAN (1982) a conçu un programme de recherche sur les Coléoptères Carabiques en tant que bioindicateurs qui sera analysé plus en détail ci-dessous.

En ce qui concerne la recherche d'indicateurs écologiques de perturbations affectant des écosystèmes terrestres, on peut signaler essentiellement trois catégories de recherches.

La première comprend les travaux consacrés à l'estimation de la pollution atmosphérique à l'aide de végétaux épiphytes, très généralement des Lichens. Une majorité de travaux sont conduits selon des procédures standardisées à des échelles régionales et portent donc sur des complexes d'écosystèmes plus ou moins artificialisés assez étendus : il en sera question dans le prochain chapitre. En revanche, il en est d'autres, moins avancés, qui concernent des écosystèmes forestiers particuliers. On peut citer en exemple les recherches de KISKA (1964, 1977, 1981) en Pologne et de BEDENEAU (1980, 1981, 1982) en France. Ces auteurs ont montré que les Lichens pouvaient permettre le suivi de l'évolution de la pollution atmosphérique au sein d'écosystèmes forestiers : des cartographies établies à quelques années d'intervalle révèlent de très nettes évolutions. DÉRUELLE (1983) a également souligné cette utilisation possible des Lichens en région parisienne : des estimations de niveau de pollution

pourraient être obtenues, comme cela se pratique en milieu ouvert, à l'aide des flores lichéniques des arbres isolés, mais à condition évidemment d'établir au préalable les relations entre flores lichéniques forestières et taux de pollution. Même si la question peut encore être posée (KAUPPI et MIKKONEN, 1980), il semble assez évident qu'il vaut mieux prendre en considération des assemblages d'espèces que des espèces prises isolément.

Une deuxième catégorie de recherches concerne le rôle indicateur de certaines populations de Fourmis vis-à-vis de la dégradation de forêts de l'étage subalpin, toutes causes confondues (TOROSSIAN et ROQUES, 1984). Il s'agit d'un cas où l'utilisation d'une seule espèce indicatrice semble justifiée et qui, à ce titre, sera détaillé ci-dessous.

La troisième catégorie rassemble des recherches visant à mettre en évidence des indicateurs écologiques des perturbations induites par un facteur assez particulier, le piétinement (BLANDIN *et al.*, 1981) : ces recherches seront également analysées de façon critique un peu plus loin.

B — ANALYSE DE QUELQUES EXEMPLES DE RECHERCHES

1. Utilisation d'une espèce animale indicatrice : *Formica lugubris* Zett. et la dégradation des forêts de l'étage subalpin français.

TOROSSIAN et ROQUES (1984) ont présenté une synthèse des recherches entreprises par leur groupe sur la possibilité d'apprécier à l'aide de Fourmis la dégradation des forêts subalpines. L'idée est qu'au travers des caractéristiques des parties épigées des nids, les populations de *Formica lugubris* sont susceptibles de révéler l'existence de diverses agressions affectant l'état du milieu forestier, ceci par comparaison avec un «état climacique» des populations observables dans certaines forêts préservées. La démarche suivie comporte trois étapes.

La première consiste en la définition de descripteurs, qualitatifs ou quantitatifs, des populations de *F. lugubris*, du milieu forestier et des agressions, celles-ci allant de la présence d'animaux d'élevage aux effets de la fréquentation humaine — exploitation forestière aussi bien que tourisme. La seconde étape correspond à la collecte normalisée des données correspondantes dans de nombreuses stations, la troisième à une série d'analyses multivariées, l'une traitant seulement les variables relatives aux populations de *F. lugubris*, les autres prenant en outre en compte un plus ou moins grand nombre de descripteurs du milieu et des agressions.

Les descripteurs des populations de *F. lugubris* ont été choisis notamment pour des raisons pratiques, en particulier la possibilité d'être enregistrés par des non-spécialistes. Ils portent essentiellement sur le nombre de nids en activité, le volume moyen de leurs parties épigées, en fonction de trois classes de taille, le volume total à l'hectare («pseudobiomasse») par classe de taille et, pour l'ensemble des trois classes, le nombre de nids abandonnés, leur volume moyen et leur volume total à l'hectare.

La première analyse factorielle fait apparaître un premier axe exprimant ce que TOROSSIAN et ROQUES (1984) appellent «le degré de puissance» des populations : celui-ci est d'autant plus élevé que les nids en activité sont d'un plus grand volume. Le deuxième axe concrétise un gradient «exprimant le nombre de nids, la pseudobiomasse des nids moyens, et le nombre des nids abandonnés».

Dans le plan de ces axes les stations se répartissent en

(1) Information donnée dans le rapport scientifique de 1980 de M. CACHAN au Comité Faune et Flore, intitulé «Caractérisation biotique de divers types prairiaux du plateau borain» (Contrat n°77/117).

quatre ensembles :

— A : sites « climatiques », avec des fortes pseudobiomasses (15 m³/ha en moyenne), dues à de très gros nids mais peu nombreux (13 par ha) ;

— B : stations avec des pseudobiomasses moitié plus faibles, avec de très nombreux nids (de l'ordre de 40 par ha), mais de faible volume moyen ;

— C : stations avec des populations résiduelles, ne formant que de très petits nids peu nombreux ;

— D : stations en position intermédiaire.

L'introduction, dans les analyses ultérieures, des variables décrivant le milieu et les facteurs d'agression ne modifie pratiquement pas la répartition des points représentant les stations dans le plan des deux premiers axes : on retrouve les ensembles A, B, C et D et l'on observe des relations logiques entre l'état des populations de *F. lugubris*, les caractères du couvert forestier et des strates basses, ainsi qu'avec l'importance des agressions. Ainsi, les seules informations apportées par les descripteurs relatifs à *F. lugubris* suffisent à produire un classement des stations représentatif de celui que produisent les descripteurs de milieu et d'agression.

L'analyse de l'ensemble D des stations en position intermédiaire montre qu'elles peuvent selon le cas évoluer vers l'état climatique, après en avoir été écartées par des perturbations, ou continuer à se dégrader. Le positionnement d'un point représentant une station dans l'ensemble D attire donc l'attention sur les risques de détérioration du milieu, et ce dès la première analyse, qui n'utilise que les descripteurs myrmécologiques. Ceci montre bien ce que peut être la fonction indicatrice des populations de *F. lugubris* et son intérêt, puisqu'il y a possibilité d'avertissement.

De façon générale, toute nouvelle station peut être intégrée dans l'analyse multivariée et son positionnement, à partir des seules données sur *F. lugubris*, dans l'un des ensembles A, B, C ou D permet de tirer de premières indications sur l'état du milieu et, éventuellement, sur son évolution probable.

Il semble donc que TOROSSIAN et ses collaborateurs aient dégagé à un indicateur écologique particulièrement intéressant, utilisable dans des zones assez vastes dans les Pyrénées comme dans les Alpes (TOROSSIAN et ROQUES, 1984).

On pourrait craindre qu'un indicateur écologique monospécifique manque de fiabilité. On peut cependant penser que les nids vivant *a priori* longtemps, les phénomènes qui les affectent sont plus durables que ceux qui font fluctuer les effectifs de populations d'espèces non sociales.

Il reste qu'on peut s'interroger sur ce qu'indiquent exactement les caractéristiques des constructions épigées des Fourmis. Implicite, TOROSSIAN et ROQUES (1984) font appel à la notion de *qualité du milieu*, par référence à un état climatique ayant la qualité maximale. Cette qualité diminuerait sous l'influence de multiples facteurs, agissant isolément ou de façon combinée. On retrouve là les problèmes discutés à propos des eaux courantes.

2. Les Coléoptères Carabiques, indicateurs de l'état et des transformations des écosystèmes terrestres ?

L'idée que les Coléoptères Carabiques puissent constituer d'intéressants indicateurs biologiques est assez répandue. On en trouvera l'affirmation dans diverses communications présentées à la réunion « Réflexions sur la notion d'indicateurs biologiques » organisée par l'Unité d'Écologie et de Développement de l'I.N.R.A., notamment dans celles de BENEST (1983) et de GEORGES (1983).

Plusieurs qualités sont en effet reconnues à ces Insectes, qui pourraient justifier leur emploi comme bioindicateurs. Comme le précise par exemple CACHAN (1982) :

— les Carabiques sont nombreux en espèces et en individus, ce qui offre de bonnes conditions pour définir des groupements ;

— ils se rencontrent dans pratiquement tous les milieux ;

— ils sont moins sensibles aux facteurs trophiques qu'aux facteurs édaphiques et microclimatiques.

De façon générale, on reconnaît que les Carabiques se distribuent en fonction des caractéristiques de la végétation et du microclimat et que, de ce fait, ils forment des assemblages d'espèces propres à chaque milieu (DRACH et FAILLE, 1981 ; BENEST, 1983 ; GEORGES, 1983). Ainsi, comme QUEZEL et VERDIER (1953) l'ont fait il y a déjà longtemps à propos d'assemblages ripicoles de Carabiques, on peut s'interroger sur la possibilité d'appliquer les méthodes de la phytosociologie à l'étude de groupements animaux. CACHAN (1982) a rappelé quelques unes des études soulignant ce fait, en particulier celle de REFSETH (1980) qui discute la possibilité d'utiliser les communautés de Carabiques en vue d'une typologie servant de base à une politique de conservation.

En France, ce sont les travaux menés en Lorraine sous la direction de CACHAN, dans le cadre du Programme « Indicateurs biologiques » incité par le Ministère de l'Environnement, qui permettent le mieux d'apprécier les possibilités d'utilisation effectives des Carabiques à des fins typologiques.

Au plan méthodologique, la procédure consiste en des échantillonnages de durée plus ou moins longue par pièges d'interception (pitfall traps). Les prélèvements sont très et dénombrés au niveau spécifique, puis les données sont traitées par analyse multivariée en vue de faire ressortir les différents assemblages d'espèces et de les mettre en rapport avec les facteurs du milieu que pourraient représenter les axes dégagés par l'analyse.

Lorsque l'on compare des peuplements de milieux différents comme des forêts, des prairies d'altitude élevée (plus de 1000 m) et des prairies de basse altitude, l'analyse fait ressortir — ce qui n'est pas surprenant — des assemblages nettement différenciés, mais qui s'ordonnent selon des axes d'interprétation assez difficile ; il est néanmoins vraisemblable que les caractéristiques thermiques stationnelles jouent un rôle dans la différenciation de ces assemblages (CACHAN, 1982). Il est évidemment plus intéressant de tester le pouvoir discriminatoire des assemblages de Carabiques lorsque l'on considère des milieux appartenant à une même catégorie : c'est ce qui a été fait à propos des prairies du plateau lorrain (CACHAN et CLÉMENT, 1979 ; CACHAN *et al.*, 1981 ; EMILE *et al.*, 1981). De fait, des assemblages différents ont été mis en évidence et deux facteurs explicatifs suggérés : premièrement le degré d'hydromorphie et deuxièmement le niveau de fertilité. L'utilisation d'indices de similarité conduit à un classement ordonné de ces assemblages effectivement parallèles à celui des prairies où ils vivent, lorsqu'elles sont classées selon leur degré d'hydromorphie.

Hydromorphie et fertilité apparaissent également comme facteurs explicatifs lorsque les prairies sont comparées en fonction de leur composition botanique, aussi EMILE *et al.* (1981) sont-ils amenés à conclure :

« On a donc une concordance nette entre les analyses de la flore et celle des Carabes. De même que l'on parle d'associations végétales, il est donc possible de grouper des espèces de Carabes en associations caractéristiques de certains milieux. On peut alors considérer certaines espèces ou certains groupements d'espèces comme des indicateurs biologiques valables »

Il est assurément satisfaisant d'observer un bon parallélisme entre phytocénose et zoocénose ; après tout, c'est cela qui donne une certaine consistance au concept d'écosystème ! En revanche, il est peut-être un peu rapide d'en déduire que certains groupements d'espèces animales sont en conséquence «des indicateurs biologiques valables». On ne peut mieux faire ici que de mentionner l'intervention de R. DELPECH à la suite de la communication de CACHAN *et al* (1981) au Séminaire de Phytosociologie appliquée (mars 1980) à l'Institut Européen d'Écologie de Metz : «La communication du Professeur CACHAN fait bien ressortir l'intérêt fondamental, en matière de typologie, qui s'attache à la connaissance phytosociologique des groupements végétaux comme révélateurs synthétiques et relativement faciles à appréhender (par rapport à d'autres données dont la saisie est plus laborieuse) de l'ensemble des caractères biologiques et écologiques des «milieux» étudiés».

On s'aperçoit en effet que les Carabiques — du moins dans l'état actuel d'avancement des recherches — confirment la typologie que fournit l'analyse des phytocénoses, mais ne l'affinent pas, ils ne conduisent pas à une meilleure discrimination, laquelle aurait pu attirer l'attention sur des différences subtiles entre facteurs écologiques non révélées par l'analyse phytosociologique.

Nous touchons ici un problème fondamental. Si des espèces ou des assemblages d'espèces sont proposés comme indicateurs, il faut savoir ce qu'ils indiquent et en quoi ils le font mieux que d'autres. La notion d'indicateur biologique n'a d'intérêt en effet que dans une perspective opérationnelle. Dans le domaine de la classification et de l'évaluation des écosystèmes terrestres, l'utilisation d'indicateurs animaux souvent difficiles à échantillonner et à déterminer — ne peut se justifier que s'ils apportent de meilleures informations que les végétaux, ou s'ils fournissent sur la structure même de la phytocénose des informations plus faciles à acquérir que par l'analyse phytocécologique. Il n'est pas évident qu'il y ait beaucoup de cas où il en soit effectivement ainsi.

3. Un exemple de recherche d'indicateurs de perturbation : Arthropodes édaphiques et piétinement en forêt périurbaine.

La fréquentation des forêts périurbaines est devenue depuis trois décennies un phénomène considérable dans tous les pays développés, où des taux moyens dépassant largement 1.000 visites par hectare et par an ont été fréquemment mesurés (BLANDIN et FABIANI, 1985). La figure 19 visualise, sous une forme simplifiée, l'enchaînement des processus induits par le piétinement et qui aboutissent à la modification de l'organisation des écosystèmes forestiers. La structure de la phytocénose et celle de la zoocénose édaphique expriment de façon synthétique l'importance des phénomènes qui ont provoqué leur transformation. Leur observation devrait donc conduire à un véritable diagnostic. L'hypothèse a été avancée que les Arthropodes édaphiques, notamment les prédateurs, puissent ainsi servir d'indicateurs de l'importance du piétinement et un ensemble de recherches a été conçu dans le cadre de l'appel d'offres «Indicateurs biologiques» du Ministère de l'Environnement pour tester cette hypothèse (BLANDIN *et al.*, 1981).

La première étape a consisté à analyser l'état du sol et de la faune d'Arthropodes dans une zone très fréquentée de la forêt de Fontainebleau. La parcelle choisie, dans une chaîne-hétraie à humus de type moder, était à l'évidence piétinée selon un gradient d'intensité décroissant à partir d'une route limitrophe : cette disposition en gradient devait permettre de corréler les modifications éventuelles de la faune édaphique à l'intensité des perturbations.

Des mesures de la porosité, des quantités des couches L et

F et de la teneur en matière organique de l'horizon organominéral ont mis en évidence trois zones principales au sein du gradient :

— une zone hautement dégradée : la porosité est inférieure à la normale d'environ 16 % ; la teneur en matière organique est faible ; la couche F est absente et les retombées annuelles ne se stabilisent pas (sauf dans quelques microcuvettes) ;

— une zone de transition : la porosité est normale ; la teneur en matière organique reste inférieure à la normale, sauf en certains points ; la couche holorganique est très fine ;

— une zone pseudonormale : la porosité est normale ; la teneur en matière organique, irrégulière, est souvent élevée ; la couche holorganique, à peu près continue, montre des points d'accumulation, correspondant à la fixation des feuilles non retenues dans les endroits trop dégradés ; visuellement, la litière paraît néanmoins normale.

Les peuplements de Microarthropodes et de Macroarthropodes ont été échantillonnés le long du gradient et comparés au peuplement d'une station témoin non fréquentée. A titre d'exemple, le tableau XV illustre les résultats obtenus dans la parcelle fréquentée pour quelques groupes de Macroarthropodes et fournit les éléments de comparaison avec la station témoin.

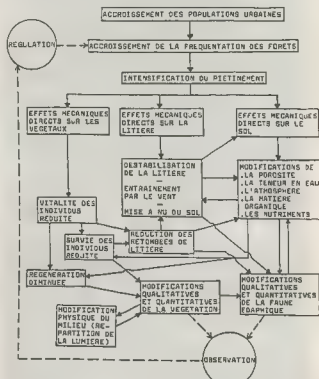


FIG. 19. — Enchaînement des processus induits par le piétinement dans les forêts périurbaines et principe d'une surveillance à partir de l'évolution de la végétation et de la faune édaphique. D'après BLANDIN *et al.* (1981), modifié.

Il ressort des observations faites, aussi bien pour les Microarthropodes (GARAY *et al.*, 1980) que pour les Macroarthropodes (MOLFETAS et BLANDIN, 1980) que :

— plusieurs groupes montrent, au moins à certains moments du cycle saisonnier, une variation assez graduelle des densités, parallèle à celle du degré de modification du compartiment édaphique ;

TABLEAU XV

Comparaison des densités hivernales (ind./m²) dans la parcelle fréquentée de Fontainebleau et dans la parcelle témoin de Foljuif
N : Novembre — F : Février

	Zone hautement dégradée (10-25 m)		Zone pseudonormale (55 m)		moyennes hivernales dans la Forêt de Foljuif		
	N	F	N	F	1979	Période 1975-1979	
						min.	max
PSEUDOSCORPIONS	0	0	0	0	11	11	76
ARAIGNÉES	10,2	3,4	48,0	13,8	67	39	141
ISOPODES	0	1,1	0	0	21	3	38
DIPLOPODES	6,9	0	13,8	9,1	18	7	26
CHILOPODES	3,4	1,1	27,4	4,6	46	33	221
COLÉOPTÈRES	64,0	26,2	105,1	96,0	45	28	83
ENSEMBLE DES LARVES	540,6	283,4	578,2	436,6	1106	478	1277

— pour la plupart des groupes, les densités mesurées dans la zone pseudonormale sont nettement inférieures à celles mesurées dans la station témoin.

A partir de ces résultats, la possibilité de constituer des indicateurs écologiques a été envisagée, dans la perspective d'une mise au point d'outils de surveillance de l'évolution de sols forestiers à moyen terme soumis aux effets de la fréquentation. Il était indispensable que les indicateurs retenus puissent fonctionner comme des avertisseurs, c'est-à-dire avant que n'apparaisse visuellement la dégradation des couches holoniques.

On voit ici tout l'intérêt de la notion d'état pseudonormal, sous réserve que le gradient spatial observé représente effectivement l'évolution temporelle d'une zone progressivement perturbée. S'il en est ainsi, divers Arthropodes, plus sensibles que d'autres aux effets encore légers de la fréquentation, devenant moins nombreux qu'en situation non perturbée, ou même disparaissant, sont susceptibles de jouer ce rôle d'avertisseurs. En effet, ils peuvent satisfaire aux exigences suivantes :

- il existe des méthodes quantitatives fiables pour estimer leur densité ;
- il s'agit d'animaux à densité assez élevées ;
- ils réagissent progressivement à l'accroissement de la perturbation ;
- on possède une connaissance correcte des variations saisonnières d'abondance et des cycles biologiques ;
- dans tous les cas, il ne doit pas être indispensable de rechercher une grande finesse taxinomique : le plus souvent le niveau de l'Ordre doit suffire ;
- il doit s'agir de groupes représentés dans de nombreux écosystèmes forestiers.

D'un point de vue pratique, les Macroarthropodes sont apparus comme les meilleurs candidats à la constitution d'indicateurs écologiques. En effet la distinction des diffé-

rents groupes ne nécessite qu'un peu d'habitude et un savoir limité en systématique. Leur extraction peut être menée en conditions standard dans des installations peu onéreuses et simples à construire. Leurs effectifs bien moindre que ceux des Microarthropodes rendent leur tri assez facile et rapide. A partir de là, nous écrivons dans notre rapport de fin de contrat (BLANDIN *et al.*, 1981) :

« Toutefois, tous les Macroarthropodes édaphiques ne sont pas d'égal intérêt pour constituer des indicateurs. C'est notamment le cas des larves de Diptères qui sont présentes même dans les zones fortement perturbées (...). Au contraire les Pseudoscorpions, les Araignées, les Isopodes, les Diplo-podes et les Chilopodes répondent bien aux exigences énumérées plus hauts ».

« Il ne paraît cependant pas judicieux de choisir l'un ou l'autre de ces groupes pour servir à lui seul d'indicateur. Nous avons vu qu'au sein de la communauté des Macroarthropodes prédateurs, les Pseudoscorpions, les Araignées et les Chilopodes d'une part, les Coléoptères d'autre part se comportent différemment : les premiers diminuent en nombre déjà dans les zones pseudonormales, alors que les seconds y atteignent parfois des effectifs plus élevés qu'en zone non perturbée. Il semble donc qu'il y ait une restructuration de la communauté de prédateurs sous l'effet du piétinement. Cette observation, si elle se confirmait, ouvre la voie à la mise au point de ce qui nous paraît devoir constituer les indicateurs les plus efficaces, à savoir des indicateurs numériques exprimant le rapport des fréquences relatives de certains groupes aux fréquences relatives d'autres groupes ».

Il s'agissait donc de proposer un indicateur structural empirique, selon le même principe que divers indicateurs proposés en particulier par plusieurs biologistes marins (cf. plus haut). Compte tenu des différences de sensibilité détectées entre groupes, la proposition faite en 1981 fut la suivante :

$$11 = \frac{\text{Fréquence (Araignées + Pseudoscorpions + Chilopodes)}}{\text{Fréquence (Coléoptères adultes)}}$$

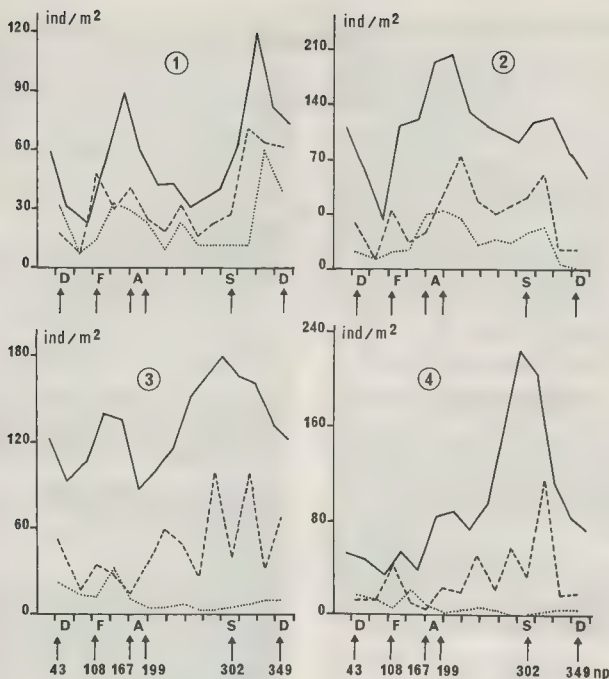


FIG 20 — Évolution des densités de quelques groupes de Macroarthropodes sous l'influence du piétinement. 1 : Coléoptères adultes. — 2 : Chilopodes. — 3 : Araignées. — 4 : Pseudoscorpions.

L'expérience a consisté à parcourir dans une parcelle forestière non fréquentée une bande de 5 m de large selon un cheminement axial, avec des déplacements latéraux vers des bandes témoins. La partie centrale (1 m de large environ), systématiquement parcourue, forme la zone très piétinée ; les parties latérales de 2 m, irrégulièrement traversées, constituent la zone piétinée.

Trait continu : zone témoin. — Tireté : zone piétinée. — Pointillés : zone très piétinée.

np : nombre de passages dans la zone très piétinée. D'après FLOGAITS et BLANDIN (1985), modifié.

D'après les données recueillies en forêt de Fontainebleau ainsi qu'en forêt de Montmorency, il apparaissait que cet indice était toujours nettement supérieur à 2 dans les stations témoins et nettement inférieur à 2 dans zones pseudonormales : il semblait donc possible de prendre cette valeur pour seuil empirique de détection de l'état pseudonormal.

Cette première étape des recherches débouchait ainsi sur un indicateur écologique susceptible de fonctionner comme avertisseur, l'état pseudonormal pouvant représenter le premier stade de dégradation d'un sol forestier sous l'effet du piétinement. Il fallait alors envisager une deuxième étape, expérimentale, qui seule permettrait de s'assurer que les zonations observées étaient véritablement représentatives de changements temporels (BLANDIN *et al.*, 1981).

Cette étape expérimentale a été réalisée à la Station Biologique de Foljuif. Une première expérimentation a permis à FLOGAITIS (1982) et à NATAF (1983) de préciser les effets du piétinement sur les Macroarthropodes et sur les Microarthropodes, en partant d'un état initial non perturbé et en suivant comparativement, au cours d'un cycle annuel, les peuplements d'une zone piétinée régulièrement et d'une zone témoin. Une seconde expérimentation a permis d'analyser de façon détaillée les modifications physiques du sol (ROBIN et GEOFFROY, 1985).

La figure 20 rassemble les résultats relatifs aux Macroarthropodes retenus au terme de la première étape pour constituer un indicateur. Les données concernent d'une part la zone témoin, d'autre part des zones à degrés de piétinement différents. Pour des raisons méthodologiques discutées en détail par ailleurs (FLOGAITIS, 1982 ; FLOGAITIS et BLANDIN, 1985), les densités ne peuvent être directement comparées qu'entre les zones piétinées, les résultats de la zone témoin permettant seulement de comparer qualitativement les évolutions temporelles.

Pour les Chilopodes, les conséquences du piétinement sont déjà notables à partir de 200 passages environ : les densités sont diminuées, mais il n'y a pas totale modification des

variations saisonnières. En revanche les Araignées et les Pseudoscorpions se révèlent particulièrement sensibles : ces groupes montrent une chute brutale de leurs effectifs après 200 passages environ et restent extrêmement peu nombreux dans la zone piétinée. Dans le cas des Coléoptères adultes, les variations observées en zone très piétinée et en zone peu piétinée sont très voisines et les densités ne diffèrent que rarement de façon significative (FLOGAITIS et BLANDIN, 1985) ; en outre les variations saisonnières sont dans l'ensemble voisines de celles observées en zone témoin. Ces résultats confirment les conclusions déduites des observations en zone «naturellement» piétinée, en les nuancant. Les Araignées et les Pseudoscorpions sont effectivement les groupes les plus sensibles, mais les Chilopodes le sont nettement moins : sans doute ne tendent-ils à disparaître qu'au terme d'une fréquentation prolongée. Ceci a conduit FLOGAITIS (1982) à modifier l'indice proposé ci-dessus, pour accroître sa sensibilité :

$$I_2 = \frac{\text{Fréquence (Araignées + Pseudoscorpions)}}{\text{Fréquence (Coléoptères adultes)}}$$

Les figures 21 et 22 permettent de comparer l'évolution temporelle des valeurs des indices I_1 et I_2 en zone témoin et zone très piétinée. Elles montrent que, pour cette dernière, les valeurs sont toujours plus basses, à une même date, qu'en zone témoin. Ceci suggère que la structure de la communauté est perturbée dès le début de l'expérience.

Le fait que les indices — surtout I_1 — varient pour partie en fonction du cycle saisonnier interdit d'établir une échelle de valeurs qui correspondrait à une échelle de perturbation. La brusque chute des effectifs des Araignées et des Pseudoscorpions invite en revanche à choisir une valeur seuil permettant de considérer que, si l'indice prend les valeurs inférieures, la perturbation a atteint un niveau critique.

L'indice I_1 se prête mal à la définition de seuils : la valeur 2 le rend peu sensible, puisqu'il ne lui est inférieur que tardivement, tandis que des valeurs supérieures, 3, 4 ou 5, ne permettraient pas assez souvent des conclusions nettes.

Au contraire, l'Indice I_2 offre le choix entre deux seuils clairs, l'un ($I_2 = 2$) permettant un avertissement plus précoce que l'autre ($I_2 = 1$), I_2 a en outre l'avantage d'être un peu plus rapide à établir, puisque trois groupes seulement sont à dénombrer.

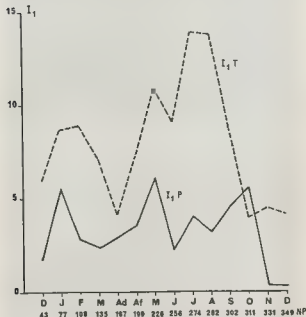


FIG. 21. — Variations de l'indice de piétinement I_1 en zone très piétinée (I_1P) et en zone témoin (I_1T) au cours d'une expérience de piétinement. NP : nombre de passages.

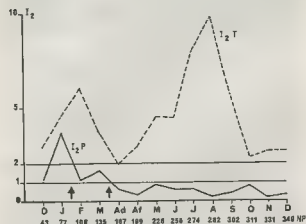


FIG. 22. — Variations de l'indice de piétinement I_2 en zone très piétinée (I_2P) et en zone témoin (I_2T) au cours de la même expérience de piétinement qu'en fig. 21. NP : nombre de passages.

Une dernière étape consiste en la validation de l'indice, à la fois dans l'espace et dans le temps. Il se peut en effet que, d'autres années au même endroit ou dans d'autres forêts, l'indice prenne des valeurs inférieures au seuil choisi parce que d'autres perturbations ont le piétinement, ou des facteurs stationnels, modifient la structure du peuplement édaphiques. La figure 23 présente la distribution de fréquences des valeurs de I_2 dans la zone témoin de la Station de Foljuif. Toutes les saisons ont été couvertes à diverses reprises par des sondages réalisés de 1975 à 1984 (FLOGAITIS, 1982 ; BLANDIN *et al.*, 1985)

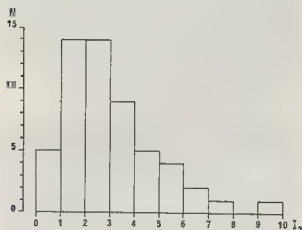


FIG. 23. — Distribution des fréquences de l'indice de piétinement I_2 dans la zone témoin. Les valeurs ont été calculées à partir des échantillons recueillis pendant plusieurs années à diverses saisons.

Seuls 5 sondages ont donné des valeurs inférieures à 1, en mai-juin 1976 et en mars-avril-mai 1977, valeurs qui pourraient peut-être s'expliquer par de perturbations consécutives aux conditions climatiques exceptionnelles de 1976 (BLANDIN *et al.*, 1985). En tout état de causes, ceci montre qu'un indicateur écologique structural a des chances de ne pas être spécifique d'un facteur perturbant déterminé. La figure 23 montre aussi que I_2 prend assez fréquemment des valeurs inférieures à 2 : ce seuil est donc moins pertinent que ne le laissent penser les résultats de l'expérimentation. Il est donc prudent d'utiliser le seuil $I_2 = 1$, gagnant ainsi en fiabilité ce que l'on perd en sensibilité.

Des sondages effectués en châtaigneraie et en pinède ont montré que dans des zones fréquentées où la litière est encore en place, I_2 a des valeurs inférieures à 1 (FLOGAITIS, 1982 et résultats non publiés). L'indice pourrait donc être utilisable dans diverses forêts à humus de type moder ou dysmoder. Bien évidemment, cela n'a d'intérêt que là où les strates basses ont un faible recouvrement, celles-ci pouvant autrement donner des indications plus directes.

Cet ensemble de recherches peut au total paraître satisfaisant quant à sa démarche, qui illustre les principales étapes de la mise au point d'un indicateur écologique. Cependant, un aspect essentiel n'a pas été abordé : même si l'indice proposé est fonctionnel — dans certaines limites — on n'a pas envisagé son utilité réelle pour les gestionnaires des forêts périurbaines. Si ces recherches ont montré que des modifications du sol et de sa faune apparaissent très précocement dès qu'une fréquentation même légère s'instaure, il n'a pas encore été démontré qu'il peut être utile de surveiller par un indicateur écologique l'extension de perturbations à partir des zones fréquentées (aires de loisirs, sentiers...).

C — CONCLUSIONS

Pour une large part, les recherches sur les indicateurs écologiques utilisables dans les écosystèmes terrestres ont une finalité typologique. De ce point de vue, l'étude des phytocénoses possède des avantages évidents sur l'analyse de telle ou telle composante des zoocénoses :

- relative simplicité des méthodes d'échantillonnage ;
- possibilité de travailler à des degrés variés de précision ;
- possibilité d'apprécier le dynamisme de la végétation dans le cadre de la théorie climacique dont on voit bien ici les avantages ;
- potentiel élevé de personnes compétentes.

De même, le diagnostic typologique des humus et des sols comme la caractérisation de leurs traits fonctionnels majeurs peut très bien se faire par analyse morphologique (coupes d'humus, profils), ce qui est tout de même plus simple que l'analyse des peuplements de Microarthropodes. Celles-ci impliquent en effet des tris, des montages microscopiques, des déterminations délicates et des dénombrements importants, toutes opérations faisant appel à des spécialistes peu nombreux.

De façon générale, l'utilisation d'indicateurs biologiques « animaux » n'a d'intérêt pratique que s'ils apportent des informations plus précises et plus discriminantes que les groupements végétaux, ou encore s'ils informent de façon synthétique sur des caractères particuliers des phytocénoses elles-mêmes, comme par exemple leur complexité structurale.

Les recherches sur des indicateurs de perturbations sont peu avancées. La nature même des perturbations, leur mode de diffusion à l'intérieur des écosystèmes créent en effet de sérieuses difficultés. Le cas *a priori* le plus simple est celui des polluants gazeux que les mouvements de l'air peuvent faire pénétrer dans l'ensemble d'un écosystème. Si celui-ci comprend des ligneux porteurs de lichens, on peut alors envisager par exemple d'apprécier le degré de pollution acide et de suivre son évolution : les méthodes existent dans leur principe et sont susceptibles d'être généralisées, avec évidemment des modulations régionales tenant compte des variations de la flore lichénique. La pollution des sols par des particules apportées par voie aérienne mériterait aussi d'être caractérisée et suivie, mais peut-être des techniques utilisant des bioaccumulateurs seraient-elles plus efficaces que des méthodes s'appuyant sur des modifications quantitatives de populations édaphiques, qu'il s'agisse de microorganismes ou d'animaux.

Les perturbations physiques liées à la fréquentation, qu'il s'agisse d'animaux ou d'humains, ne peuvent en principe être abordées que dans le cadre d'une connaissance préalable de la distribution spatiale de la fréquentation, afin de pouvoir organiser la répartition des observations. Il se peut alors que des indicateurs écologiques permettent d'apprécier la diffusion des perturbations autour des cheminements principaux et les risques de dégradation qui en découlent. Cela n'aurait toutefois d'intérêt que lorsque la fréquentation affecte plus qu'une part marginale de l'écosystème considéré. Par ailleurs, il est difficile de s'assurer qu'un indicateur écologique informe de façon univoque sur une perturbation déterminée. L'exemple de *Formica lugubris* illustre bien cette difficulté : on en vient alors à envisager une indication synthétique sur la qualité du milieu, mais on retombe de ce fait dans les ambiguïtés soulignées à propos des eaux continentales.

Au total, il n'y a guère d'exemples d'indicateurs écologiques débouchant sur une possibilité de mise en pratique régulière en milieu terrestre, hormis l'utilisation des groupe-

ments végétaux. Cette constatation devra néanmoins être modulée lorsque l'on considérera l'échelle des écosystèmes.

IV — CONCLUSIONS GÉNÉRALES

La comparaison des recherches en bioévaluation des écosystèmes terrestres et aquatiques fait ressortir l'importance fondamentale des travaux typologiques. Toutefois, la notion de typologie fait l'objet de deux usages distincts, ce qui peut être source d'ambiguïté.

Une première approche consiste à rechercher des indicateurs typologiques — populations ou combinaisons de populations — permettant la classification des écosystèmes dans une typologie de référence. Du point de vue méthodologique, ces recherches font de plus en plus appel à des analyses multivariées. Celles-ci peuvent dégager, à partir d'un ensemble de relevés, des sous-ensembles distincts permettant de définir des types moyens statistiquement fondés. Ceux-ci ne sont pas nécessairement très différents des types « empiriques » proposés par des chercheurs ayant une expérience approfondie du terrain, mais ils sont en principe mis en évidence de façon plus objective. Les analyses multivariées peuvent en outre dégager des assemblages plurispécifiques propres à chaque type d'écosystème, assemblages qui ne comprennent pas nécessairement des espèces caractéristiques au sens de la phytosociologie, mais qui peuvent constituer des indicateurs écologiques efficaces. Selon les milieux, ces assemblages indicateurs doivent être choisis de façon à être aussi aisés que possible à reconnaître : dans les eaux continentales comme en milieu marin, les Invertébrés benthiques offrent les meilleurs candidats à cette fonction indicatrice, tandis qu'en milieu terrestre les végétaux vasculaires sont à utiliser de préférence à des animaux toujours plus difficiles à échantillonner, à déterminer et à dénombrer.

Une seconde approche vise à déterminer des indicateurs écologiques informant sur le degré d'altération des écosystèmes. Rares sont les cas où ces indicateurs peuvent informer de façon univoque sur l'importance d'un facteur de perturbation déterminé, de sorte que l'on apprécie plutôt la « qualité » des écosystèmes par référence à un type non altéré (type « idéal » qui peut correspondre à une station de référence ou à un type statistique). Comme cela a été souligné à diverses reprises, le concept de qualité n'est pas clair, en dépit de son caractère évocateur. L'exemple de l'Indice Biologique Global de VERNEAUX *et al.* (1982) montre qu'il est néanmoins possible d'établir des échelles de qualité utiles pour « noter » les écosystèmes, même si l'on reste incapable d'expliquer ce qu'est la qualité maximale d'un écosystème d'un type donné. Ces échelles permettent d'apprécier l'écart entre la structure écologique observée et une structure idéale conçue par un processus d'abstraction empirique ou statistique : il faudrait pouvoir exprimer clairement la signification biologique de cette différence structurelle. Cela conditionne en effet la possibilité d'établir un diagnostic prévisionnel fiable. En milieu terrestre, l'utilisation des concepts de climax et de série peut donner un fondement à ce diagnostic, même si ces concepts font encore l'objet de débats (OZENDA, 1986). Il reste à savoir dans quelle mesure ils peuvent être transposés au cas des eaux continentales. En ce qui concerne les systèmes écologiques marins, cette transposition paraît possible au moins à propos des écosystèmes benthiques (PICARD, 1985).

■ ■ ■

Des indicateurs écologiques extrêmement variés ont été proposés dans tous les milieux. Il se dégage un consensus selon lequel des indicateurs plurispécifiques sont préférables à des espèces indicatrices utilisées isolément. On ne peut cependant nier la valeur indicatrice de certaines espèces et

l'exemple du test « *Formica lugubris* » de TOROSSIAN l'illustre fort bien. Il est vrai qu'il s'agit d'une espèce dont les sociétés font des constructions durables. Ce sont celles-ci qui servent au test, qui, de ce fait, est vraisemblablement plus fiable qu'un test utilisant la densité d'une espèce très sensible aux fluctuations à court terme du milieu. De façon générale, il est vraisemblable que la capacité des espèces à servir comme indicatrices dépend de leur type de fonctionnement démographique. Elle dépend en même temps des objectifs de la bioévaluation : selon que celle-ci vise à détecter des changements à court ou à long terme, on utilise des espèces à sensibilités différentes en les suivant avec des pas de temps adaptés.

Parmi les indicateurs plurispécifiques, il en est peu qui soient conçus à partir de considérations théoriques. Il y a à cela deux raisons. En premier lieu, les bases théoriques concernant la structure des assemblages d'espèces sont somme toute fort modestes. La signification biologique des distributions d'abondance de type log-normal, par exemple, reste à trouver. En second lieu, de tels indicateurs impliquent le plus souvent des déterminations et des dénombrements à l'échelon spécifique, ce qui, généralement, ne peut être réalisé que par des techniciens biologistes de haut niveau, sinon par des chercheurs. Il n'est alors guère envisageable d'utiliser ces indicateurs en routine.

Les indices construits de façon empirique ont de ce fait davantage de succès, car ils peuvent être d'emblée conçus pour être simples. Le meilleur exemple en est l'Indice Biologique Global ; la proposition de normalisation le concernant témoigne de son caractère opérationnel. Les valeurs prises par cet indice sont des notes déduites, grâce à une grille, de l'inventaire d'un grand nombre de groupes indicateurs échantillonnés selon une procédure standard. D'autres indices sont de conception différente : ils combinent, sous forme d'un rapport, les fréquences de quelques groupes choisis en fonction de leurs sensibilités différentes à certains facteurs de perturbation. Les études de terrain montrent parfois que la valeur d'un tel indice varie progressivement le long d'un gradient connu de perturbation : l'indice peut donc fournir au moins une mesure relative du degré de perturbation. C'est le cas, semble-t-il, de l'indice proposé par BELLAN (1980) pour apprécier la pollution marine, sur substrat dur, à l'aide des fréquences de diverses Annélides Polychètes. Dans d'autres situations, la valeur de l'indice peut seulement être repérée par rapport à une valeur seuil : c'est le cas de l'indice de piétinement des sols forestiers proposé par BLANDIN *et al.* (1981) et modifié par FLOGAÏTIS (1982). Le choix de la valeur seuil est évidemment très important, car la capacité d'avertissement précoce de l'indicateur en dépend. Seules des études expérimentales peuvent conduire à un choix judicieux.

Une fois une diagnostic de l'état présent établi à l'aide d'un ou plusieurs indicateurs écologiques, il faut prévoir l'évolution la plus probable. Ceci implique la connaissance des traits fonctionnels majeurs des écosystèmes considérés et de la dynamique qui en découle. BOURNAUD et AMOROS (1984) ont souligné la nécessité, pour ce faire, de dépasser la notion classique d'indicateur biologique pour considérer des descripteurs de fonctionnement, espèces ou assemblages d'espèces faciles à repérer et à échantillonner, et fournissant, dans un contexte local donné, un ensemble d'indications d'ordre fonctionnel. Ce changement terminologique a surtout pour intérêt de souligner que c'est effectivement lorsque la typologie des écosystèmes informera non seulement sur leur structure spécifique mais aussi sur leur fonctionnement que l'on sera le mieux à même de les gérer : les recherches typologiques sur le Haut-Rhône français, qui mettent en évidence des ensembles fonctionnels, en donnent l'exemple (AMOROS *et al.*, 1982). Indicateurs biologiques ou descripteurs de fonctionnement seront alors de réels instruments de gestion, à condition d'avoir été mis au point en fonction de besoins précis et en concertation avec les utilisateurs poten-

tiels. C'est à l'heure actuelle encore trop souvent rarement le cas

RÉFÉRENCES

En raison de leur abondance, les références ont été réparties par grandes catégories de milieu

1. EAUX CONTINENTALES

- AMAVIS (R.) & SMEETS (J.), eds., 1976 — *Principles and methods for determining ecological criteria on hydrobiocenoses* Proc. Europ. Sci. Coll., Luxembourg, nov. 1975. Pergamon Press, Oxford, 531 p.
- AMOROS (C.), RICHARDOT-COULET (M.) & PAUTOU (G.), 1982 — Les «ensembles fonctionnels», des entités écologiques qui traduisent l'évolution de l'hydrosystème en intégrant la géomorphologie et l'anthropisation (exemple du Haut-Rhône français) *Rev. Géogr. Lyon*, 57 (1), 49-62.
- ANTONIETTI (R.), BROGLIO (P.) & MADONI (P.), 1982 — Valutazione di parametri biologici come indici di efficienza di depurazione in impianti a laghi attivi. *Ing. Ambient.*, 11 (6), 472-477.
- ARMITAGE (P.D.), MOSS (D.), WRIGHT (J.F.) & FURSE (M.T.), 1983 — The performance of a new biological water quality score system based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running-water sites. *Wat. Res.*, 17 (3), 333-347.
- BAZZANTI (M.), 1983 — Composition and diversity of the profundal macrobenthic community in the polluted Lake Nemi (Central Italy), 1979-1980 *Acta Oecologica, Oecol. Applic.*, 4(3), 211-220.
- BAZZANTI (M.) & LORET (E.), 1982 — Macrobenthic community structure in a polluted lake : Lake Nemi (Central Italy). *Boll. Zool.*, 49, 79-91.
- BICK (H.), 1972 — *Ciliated protozoa : an illustrated guide to the species used as biological indicators in freshwater biology* World Health Organization, Genève, 195 p.
- BLANT (J.D.) & STETTLER (R.), 1982 — Survie des bactéries indicatrices de pollution fécale dans un cours d'eau. *Bull. Soc. Neuchâtel Sci. Nat.*, 105, 89-105.
- BOTT (T.L.), 1973 — Bacteria and the assessment of water quality. In : CAIRNS (J. Jr.) & DICKSON (K.L.), eds., *Biological methods for the assessment of water quality*, American Society for Testing and Materials, STP 528, Philadelphia, 61-75.
- BOURNAUD (M.) & AMOROS (C.), 1984 — Des indicateurs biologiques aux descripteurs de fonctionnement : quelques exemples dans un système fluvial. *Bull. Ecol.*, 15 (1), 57-66.
- BOURNAUD (M.) & KECK (G.), 1980 — Diversité spécifique et structure des peuplements de macro-invertébrés benthiques au long d'un cours d'eau : le Furans (Ain). *Acta Oecologica, Oecol. Gener.*, 1 (2), 131-150.
- BOURNAUD (M.), KECK (G.) & RICHOUX (P.), 1980 — Les prélèvements de macro-invertébrés benthiques en tant que révélateurs de la physionomie d'une rivière. *Ann. Limnol.*, 16, 55-75.
- BOURNAUD (M.), LEDANT (J.P.), BROYER (J.) & RICHOUX (P.), 1982 — L'espace étiang dans ses rapports avec l'avifaune en période de nidification. *Bull. Ecol.*, 13 (2), 125-144.
- BOURNAUD (M.), MAUCET (D.) & CHAVANON (G.), 1984 — Méthode pratique de mesure de la dérive des Macroinvertébrés dans un cours d'eau. Application à la détection de perturbations du milieu. *Bull. Ecol.*, 15 (3), 199-209.
- CABELLI (V. J.), 1982 — Microbial indicator systems for assessing water quality. *Antonie van Leeuwenhoek*, 48 (6) 613-618.
- CAIRNS (J. Jr.), 1974 — Indicator species VS. the concept of community structure as an index of pollution. *Water Resources Bulletin*, 10 (2), 338-347.
- CAIRNS (J. Jr.) & DICKSON (K.L.), eds., 1973 — *Biological methods for the assessment of water quality*. American Society for Testing and Materials, Special Technical Publication 528, Philadelphia, 256 p.
- CASPER (N.), 1982 — Steinfliegen, Eintagsfliegen und Zweiflügler als Indikatoren der Gewässergüte. *Decheniana-Beihfte* (Bonn), 26, 114-119.
- CHERATITIA (M.L.), 1984 — *Essai d'appréciation de la qualité de quelques milieux stagnants de faible profondeur à partir des Macroinvertébrés : Application aux bassins d'épuration par lagunage*. These Doct. 3ème Cycle Ecologie, des Eaux : Université Lyon-I, 99 p.
- CHRISTIAN (R.R.) & PIPES (W.O.), 1983 — Frequency distribution of Coliforms in water distribution systems. *Appl. Environ. Microbiol.*, 45 (2), 603-609.
- CINCOTTA (D.A.), DENONCOURT (R.F.) & STAUFFER (Jr., J.R.), 1976 — A study of macroinvertebrates and fishes above and below two sewage treatment plants in the Codorus creek drainage, York County, Pennsylvania. *Proceedings of the Pennsylvania Academy of Sciences*, 50, 59-65.
- CLARK (J.A.), BURGER (C.A.) & SABATINOS (L.E.), 1982 — Characterization of indicator bacteria in municipal raw water, drinking water and new main water samples. *Canadian J. Microbiology*, 28 (9), 1002-1013.
- COSTE (M.), 1974 — *Études sur la mise au point d'une méthode biologique de détermination de la qualité des eaux en milieu fluvial*. Étude lab. Hydroécologie Div. Qual. Eaux, Pêche, Piscicult. C.T.G.R.E.F., Paris, 80 p.
- COSTE (M.), 1978 — *Sur l'utilisation des Diatomées benthiques pour l'appréciation de la qualité biologique des eaux courantes*. These 3ème cycle, Faculté des Sciences de Besançon, 145 p.
- DAKSHINI (K.M.) & SONI (J.K.), 1982 — Diatom distribution and status of organic pollution in sewage drains. *Hydrobiologia*, 87 (3), 205-209.
- DE FERREIROS (V.I.), 1980 — Contribucion al estudio de los indices bióticos como parámetros para evaluar la calidad del agua. *Rev. Lat.-amer. Microbiol.*, 22, 189-204.
- DE LEVAL (J.), HOUBA (C.) & REMACLE (J.), 1976 — Les microorganismes en tant que bioindicateurs de la qualité des eaux douces. *Mém. Soc. roy. Bot. Belg.*, 7, 129-140.
- DEL PRETE (A.) & SCHOFIELD (C.), 1981 — The utility of Diatom analysis of lake sediments for evaluating acid precipitation effects on dilute lakes. *Arch. Hydrobiol.*, 91 (3), 332-340.
- DENONCOURT (R.F.) & STAMBAUGH (J.W.), 1974 — An ichthyofaunal survey and discussion of fish species diversity as an indicator of water quality, Codorus Creek drainage, York County, Pa. *Proc. Pa. Acad. Sci.*, 48, 71-78.
- DESCY (J.P.), 1980 — Utilisation des algues benthiques comme indicateurs biologiques de la qualité des eaux courantes. In : PESSON (P.), éd., *La pollution des eaux continentales. Incidence sur les biocénoses aquatiques*. Gauthier-villars, Paris, 169-174.
- DORAN (J.W.), SCHEPERS (J.S.) & SWANSON (N.P.), 1981 — Chemical and bacteriological quality of pasture runoff. *J. Soil Water Conserv.*, 36 (3), 166-171.
- DUSSART (G.), 1982 — A pragmatic approach to water quality microbiology in a clean river area. *Environ. Pollut. Ser. A.*, 1982, 97-118.
- EDER (R.) & KIRCHENGAST (M.), 1982 — The Nematode-fauna (Nemathelminthes, Nematoda) of a polluted part of the river Mur (Styria, Austria). *Nematol. Mediterr.*, 10 (2), 127-134.
- ELOUARD (J.M.) & JESTIN (J.M.), 1982 — Impact of Temephos (Abate) on the non-target invertebrate fauna. A. Utilisation of correspondence analysis for studying surveillance data collected in the onchocerciasis control programme. *Rev. Hydrob. trop.*, 15 (1), 23-31.

- EMPAIN (A.), 1978. — Relations quantitatives entre les populations de bryophytes aquatiques et la pollution des eaux courantes. Définition d'un indice de qualité des eaux. *Hydrobiologia*, 60, 49-74.
- EMPAIN (A.), LAMBINON (J.), MOUVET (C.) & KIRCHMANN (R.), 1980. — Utilisation des bryophytes aquatiques et subaquatiques comme indicateurs biologiques de la qualité des eaux courantes. In : PESSON (P.), éd. *La pollution des eaux continentales. Incidence sur les biocénoses aquatiques*. Gauthier-Villars, Paris, 195-223.
- GANNON (J.E.) & STEMBERGER (R.S.), 1978. — Zooplankton (especially crustaceans and rotifers) as indicators of water quality. *Trans. Amer. Micros. Soc.*, 97 (1), 16-35.
- GAUFIN (A.R.), 1973. — Use of aquatic invertebrates in the assessment of water quality. In : CAIRNS (J. Jr.) & DICKSON, eds. *Biological methods for the assessment of water quality*. American Society for Testing and Materials, STP 528, Philadelphia, 96-116.
- GAUFIN (A.R.) & TARZWEIL (C.M.), 1952. — Aquatic invertebrates as indicators of stream pollution. *Public Health Report*, 67 (1), 57-64.
- GHETTI (P.F.), 1980. — Biological indicators of the quality of running waters. *Boll. Zool.*, 47, 381-390.
- GODFREY (P.J.), 1978. — Diversity as a measure of benthic macroinvertebrate community response to water pollution. *Hydrobiologia*, 57, 111-122.
- GOLCZ (A.), 1981. — Phyto- and zooplankton of the lower sector of the river Odra in the years 1974 to 1977. *Acta Hydrobiol.*, 23 (3), 227-241.
- GOODNIGHT (C.J.), 1973. — The use of aquatic macroinvertebrates as indicators of stream pollution. *Trans. Amer. Micros. Soc.*, 92 (1), 1-13.
- GUNALE (V.R.) & BALAKRISHNAN (M.S.), 1981. — Biomonitoring of eutrophication with Pavana, Mula and Mutha rivers flowing through Poona. *India J. Environ. Health*, 23 (4), 316-321.
- HASLAM (S.M.), 1982. — A proposed method for monitoring river pollution using macrophytes. *Environmental Technology Letters*, 3, 19-34.
- HAWKES (H.A.), 1982. — Biological surveillance of rivers. *Waters Pollut. Control* (Maidstone), 81 (3), 329-342.
- HELLAWELL (J.M.), 1978. — *Biological surveillance of rivers. A biological monitoring handbook*. National Environmental Research Council, Londres, 332 p.
- HOERNSTROEM (E.), 1981. — Trophic characterisation of lakes by means of qualitative phytoplankton analysis. *Limnologia*, 13 (2), 249-261.
- ILLIES (J.) & BOTOSANEANU (L.), 1963. — Problèmes et méthodes de la classification et de la zonation écologique des eaux courantes, considérées surtout du point de vue faunistique. *Mitt. internat. Verein. Limnol.*, 12, 1-57.
- IRLINGER (J.P.), 1979. — *Étude et comparaison de deux méthodes d'analyse de la qualité biologique des eaux courantes*. Rapport de stage, Université d'Orléans, U.E.R. de Sciences Fondamentales et Appliquées et Laboratoire d'Hydrobiologie du C.T.G.R.E.F., Montreuil, 89 p.
- JAMES (A.) & EVISON (L.), 1979. — *Biological indicators of water quality*. J. Wiley & Sons, Chichester.
- JAZRAWI (S.F.) & AL-HINDAWI (A.K.), 1982. — Survival of some fecal indicator bacteria in drinking water. *J. Env. Science & Health-Env. Science & Engineering*, 17 (6), 789-796.
- JONES (R.A.) & LEE (G.F.), 1982. — Chlorophyll-A raw water quality parameter. *Awwa J.*, 74 (9), 490-494.
- JORGA (W.), PIETSCH (W.) & WEISE (G.), 1982. — Beiträge zur Ökologie und Bioindication von *Trapa natans* L. *Limnologia*, 14 (2), 385-394.
- KANSANEN (P.H.), 1981. — Effects of heavy pollution on the zoobenthos in Lake Vanajavesi, southern Finland, with special reference to the meiozoobenthos. *Ann. Zool. Fennici*, 18, 243-251.
- KANSANEN (P.H.) & AHO (J.), 1981. — Changes in the macrozoobenthos associations of polluted Lake Vanajavesi, Southern Finland, over a period of 30 years. *Ann. Zool. Fennici*, 18, 73-101.
- KOHLER (A.), 1982. — Wasserpfflanzen als Belastungsindikatoren. *Decheniana-Beihäfte* (Bonn), 26, 31-42.
- KOLKOWITZ (R.) & MARSSON (M.), 1908. — Ökologie der pflanzlichen Saprobien. *Ber. Dt. Bot. Ges.*, 26, 505-519.
- KOLKOWITZ (R.) & MARSSON (M.), 1909. — Ökologie der tierischen Saprobien. *Internat. Rev. Hydrobiol.*, 2, 126-152.
- KOWALCZYK (C.) & RADWAN (S.), 1982. — Groups of pelagic zooplankton in three lakes of different trophy. *Acta Hydrobiol.*, 24 (1), 19-31.
- KOWALIK (W.) & BIESIADKA (E.), 1981. — Occurrence of water mites (Hydracarina) in the river Wieprz polluted with domestic industry sewage. *Acta Hydrobiol.*, 23 (4), 331-348.
- KRAUSE (W.), 1981. — Characeae as an indicator species of water quality. *Limnologia*, 13 (2), 399-418.
- LAFONT (M.), 1984. — Oligochaete communities as biological descriptors of pollution in the fine sediments of rivers. *Hydrobiologia*, 115, 127-129.
- LAFONT (M.) & JUDET (J.), 1981. — Les Oligochètes de quelques lacs jurassiens et leur utilisation pour apprécier l'état biologique des sédiments profonds. *Annales Scientifiques de l'Université de Franche-Comté Besançon Biologie animale*, 4ème sér., fasc. 2, 47-57.
- LAGAUTERIE (P.) & LEROUX (P.), 1977. — Une méthode d'analyse de la sensibilité aux facteurs ambiants des macro-invertébrés benthiques des eaux courantes. *La Terre et la Vie*, 31, 327-342.
- LALIBERTE (P.) & GRIMES (D.J.), 1982. — Survival of *Escherichia coli* in lake bottom sediment. *Appl. Environ. Microbiol.*, 43 (3), 623-628.
- LANG (C.) & HUTTER (P.), 1981. — Structure, diversity and stability of two Oligochaete communities according to sedimentary inputs in lake Geneva (Switzerland). *Schweiz. Z. Hydrol.*, 43 (2), 265-276.
- LASCOMBE (C.) & CARDOT (D.), 1984. — Connaissance et cartographie de la pollution des eaux courantes. *Bull. Ecol.*, 15 (1), 39-45.
- LAURENT (M.) & CALVET (F.), 1977. — Utilisation des poissons comme indicateurs de la qualité des eaux, comparaison avec la méthode des « indices biotiques ». Application sur le Laxa : rivière du pays basque français et le Gabas : rivière des Landes. *Annals Hydrobiol. I.N.R.A.*, 8 (1), 67-87.
- LECLERC (H.), GAVINI (F.) & OGER (C.), 1981. — Les indicateurs bactériens dans le contrôle bactériologique de l'eau : exigences et limites. *J. Fr. Hydrol.*, 12 (2), 213-228.
- MADONI (P.) & GHETTI (P.F.), 1982. — Ciliated protozoa and water quality in the torrente Stiro (Northern Italy). *Acta Hydrobiol.*, 23 (2), 143-154.
- MARA (D.D.) & ORAGUI (J.L.), 1981. — Occurrence of *Rhodococcus coprophilus* and associated Actinomycetes in feces, sewage, and fresh water. *Appl. Environ. Microbiol.*, 42 (6), 1037-1042.
- MEDeiros (C.), LEBLANC (R.) & COLER (R.A.), 1983. — An *in situ* assessment of the acute toxicity of urban runoff to benthic macroinvertebrates. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 2, 119-126.
- MEIERHOFF (M.L.) & PRILL (S.D.), 1982. — A survey of the benthic macro-invertebrates of the upper Iowa river basin. *Proc. Iowa Acad. Sci.*, 89 (3), 89-98.
- MEIJERING (M.P.D.) & PIEPER (H.G.), 1982. — Die Indikatorbedeutung der Gattung *Gammarus* in Fließgewässern. *Decheniana-Beihäfte* (Bonn), 26, 111-113.

- MERIAUX (J. L.) & WATTEZ (J. R.), 1980. — Les végétations aquatiques et subaquatiques. Relations avec la qualité des eaux. In : PESSON (P.), éd., *La pollution des eaux continentales. Incidences sur les biocénoses aquatiques*. Gauthier-Villars, Paris, 225-242.
- MIEGEL (H.), 1982. — Interpretation of Planktonproben zur Charakterisierung von Kleingewässern. *Arch. Hydrobiol.*, 95, 249-262.
- MILBRINK (G.), 1978. — Indicator communities of oligochaetes in Scandinavian lakes. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 20, 2406-2411.
- MILBRINK (G.), 1980. — Oligochaete communities in pollution biology. the European situation with special reference to lakes in Scandinavia. In : BRINKHURST (R. O.) & COOK (D. G.), eds., *Aquatic Oligochaete Biology*. Plenum Press, Londres, 433-455.
- MIRACLE (M. R.), 1982. — Biogeography of the freshwater zooplanktonic communities of Spain. *J. Biogeogr.*, 9 (6), 455-467.
- MOL (A.), 1980. — The role of the invertebrate fauna in the biological assessment of water quality. *Hydrobiol. Bull.*, 14 (3), 222.
- MONNOT (A.), 1982. — Indices biologiques de la qualité générale des cours d'eau (I.B.G.) Exemples d'application de la méthode. *Ahn Sci. Univ. Fr. Comité. Besançon. Biol. Anim.*, 4 (3).
- MOSSÉL (D. A.), 1982. — Marker (index and indicator) organisms in food and drinking water. Semantics, ecology, taxonomy and enumeration. *Antonie van Leeuwenhoek*, 48 (6), 609-611.
- MOUTON (J.), 1981a. — Les mollusques et la pollution des eaux douces : ébauche d'une gamme de polluosensibilité des espèces. *Bydragen tot de Dierkunde*, 51 (2), 250-258.
- MOUTON (J.), 1981b. — Les mollusques des lacs de l'Abbaye et des Rousses (Massif du Jura). *Annales Scientifiques de l'Université de Franche-Comté, Besançon. Biologie animale*, 4ème sér., Fasc. 2, 1-15.
- NAJDENOV (V. T.), 1981. — Variations structurales des biocénoses animales limniques comme indicatrices de l'action anthropogène. *Hydrobiologia*, 15, 3-7 (en bulgare).
- NICHOLS (S. J.), 1981. — Effect of thermal effluents on oligochaetes in Keowee reservoir, South Carolina. *Hydrobiologia*, 79, 129-136.
- NORMALISATION FRANÇAISE, 1985. — *Essais des eaux. Détermination de l'indice biologique global (I.B.G.)*. T. 90-350, AFNOR, Paris La Defense, 8 p.
- OKLAND (J.) & OKLAND (K. A.), 1980. — Acidification threatens trout diet. *Research in Norway*, 1980, 21-27.
- PARISE (G.) & RIVA (A.), 1982. — Cladocera remains in recent sediments as indices of cultural eutrophication of Lake Como Schweiz. *Z. Hydrol.*, 44 (2), 277-287.
- PATRICK (R.), 1949. — A proposed biological measure of stream conditions based on a survey of the Conestoga Basin, Lancaster County, Pennsylvania. *Proc. Acad. Nat. Sci. Philadelphia*, 101, 277-341.
- PATRICK (R.), 1973. — Use of Algae, especially Diatoms, in the assessment of water quality. In : CARNS (J. Jr.) & DICKSON (K. L.), eds., *Biological methods for the assessment of water quality*. American Society for Testing and Materials, STP 528, Philadelphia, 76-95.
- PATRICK (R.), HOHN (M. H.) & WALLACE (J. M.), 1954. — A new method for determining the pattern of the diatom flora. *Natl. Acad. Nat. Sci. Philadelphia*, 259, 12 p.
- PEJLER (B.), 1983. — Zooplanktonic indicators of trophy and their food. *Hydrobiologia*, 101, 111-114.
- PESSON (P.) éd., 1980. — *La pollution des eaux continentales. Incidences sur les biocénoses aquatiques*. 2ème éd., Gauthier-Villars, Paris, 345 p.
- PLIGIN (Y. V.) & ZHURAVLEVA (L. A.), 1982. — De l'applicabilité de certaines méthodes conventionnelles à bioindicateurs pour l'estimation de la qualité de l'eau du réservoir littoral de Kremenchug. *Gidrobiol. Z. (Kiev)*, 18 (2), 31-35 (en russe).
- POURRIOT (R.), 1976. — Réflexions sur les Rotifères en tant qu'indicateurs biologiques. *Bulletin Français de Pisciculture*, 260, 148-152.
- RAMADE (F.), COSSON (R.), ÉCHAUBARD (M.), LE BRAS (S.), MORETTEAU (J. C.) & THYBAUD (E.), 1984. — Détection de la pollution des eaux en milieu agricole. *Bull. Ecol.*, 15 (1), 71-37.
- REICHHOLF (J.), 1982. — Wasservogel als Indikatoren des Gewässerzustandes. *Decheniana Beih.*, 26, 138-144.
- RICHARDOT-COULET (M.), AMOROS (C.), REYGROBELLET (J. L.) & ROUX (A. L.), 1982. — Diagnostic des ensembles fonctionnels aquatiques définis sur le Haut-Rhône français. Application à une cartographie écologique d'un système fluvial. *Eau du Québec*, 15 (2), 146-153.
- RICHARDSON (R. E.), 1921. — Changes in the bottom and shore fauna of the middle Illinois river and its connecting lakes since 1913-1915 as a result of increase southward of sewage pollution. *Bulletin, Illinois Natural History Survey*, 14, 33-75.
- RICHARDSON (R. E.), 1929. — The bottom fauna of the middle Illinois river 1913-1925 : its distribution, abundance, valuation and index value in the study of stream pollution. *Bulletin, Illinois Natural History Survey*, 17, 387-475.
- ROSEN (G.), 1981. — Phytoplankton indicators and their relations to certain chemical and physical factors. *Limnologia*, 13 (2), 263-290.
- SAETHER (O. A.), 1975. — Nearctic chironomids as indicators of lake typology. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 19, 3127-3133.
- SAVAGE (A. A.), 1982. — Use of water boatmen (Corixidae) in the classification of lakes. *Biol. Conserv.*, 23 (1), 55-70.
- SCHWANK (P.), 1982. — Turbellarien, Oligochaeten und Archanneliden des Breitenbachs und anderer oberbayerischer Mittelgebirgsbäche. IV. Allgemeine Grundlagen der Verbreitung von Turbellarien und Oligochaeten in Fließgewässern. *Arch. Hydrobiol.*, 62 (2), 254-290.
- SIMAKOV (Y. G.), 1982. — Particularité de la reproduction de *Philodina roseola* et utilisation comme indicateur biologique. *Gidrobiol. Z. (Kiev)*, 18 (1), 92-97 (en russe).
- SLADECEK (V.), 1965. — The future of the saprobity system. *Hydrobiologia*, 25, 518-537.
- SLADECEK (V.), 1971. — Saprobic sequence within the genus *Vorticella*. *Water Research*, 5 (12), 1135-1140.
- SLADECEK (V.), 1973. — System of water quality from the biological point of view. *Arch. f. Hydrobiol.*, 7, 218 p.
- STARZECKA (A.), PASTERNAK (K.) & OSTROWSKI (M.), 1979. — Essay in water purity classification on the basis of chosen biological and chemical properties. *Acta Hydrobiol.*, 21 (4), 397-421.
- SUCCOW (M.) & REINHOLD (A.), 1978. — Das Vegetationsgefüge eines jungplötzlichen Klarwassers und seine Belastbarkeit — Eine Studie mit Hilfe von Farbluftbildern. *Limnologia (Berlin)*, 11 (2), 355-377.
- SUCKLING (D. M.), 1982. — Organic wastewater effects on benthic invertebrates in the Manawatu River. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 16, 263-270.
- THOMAS (A.), 1981. — *Travaux sur la taxonomie, la biologie et l'écologie d'insectes torrentiels du sud-ouest de la France (Éphéméroptères et Diptères : Dixidae, Cecidomyiidae, Rhyacionidae et Atherinidae), avec quelques exemples de perturbations par l'homme*. Thèse Doct. Sc. Nat., Université de Toulouse.
- TUFFERY (G.), 1980. — Incidences écologiques de la pollution des eaux courantes. Révélateurs biologiques de la pollution. In : PESSON (P.) éd., *La pollution des eaux continentales. Incidences sur les biocénoses aquatiques*. Gauthier-Villars, Paris, 243-280.
- TUFFERY (G.) & VERNEAUX (J.), 1968. — *Méthode de détermination de la qualité biologique des eaux courantes*. Ministère de l'Agriculture, C.E.R.A.F.E.R., VII + 21 p.

- UZUNOV (J.), 1982. — Statistical assessment of the significance of both bottom substrata and saprobity for the distribution of aquatic Oligochaeta in rivers. *Limnologia*, 14 (2), 353-361.
- VERNEAUX (J.), 1973. — *Cours d'eau de Franche-Comté (Massif du Jura)*. Recherches écologiques sur le réseau hydrographique du Doubs. Essai de biotypologie. Thèse Doctorat d'État, Université de Besançon, 260 p.
- VERNEAUX (J.), 1976. — Biotypologie de l'écosystème «eau courante». La structure biotypologique. *C.R. Acad. Sc. Paris*, 283 (D), 1663-1666.
- VERNEAUX (J.), 1980a. — Application de la méthode des «indices biotiques» à l'échelle d'un réseau hydrographique : cartographie de la qualité biologique des eaux. In : PESSON (P.), éd., *La pollution des eaux continentales. Incidences sur les biocénoses aquatiques*. Gauthier-Villars, Paris, 281-288.
- VERNEAUX (J.), 1980b. — Fondements biologiques et écologiques de l'étude de la qualité des eaux continentales. Principales méthodes biologiques. In : PESSON (P.), éd., *La pollution des eaux continentales. Incidences sur les biocénoses aquatiques*. Gauthier-Villars, Paris, 289-345.
- VERNEAUX (J.), 1981. — Les poissons et la qualité des cours d'eau. *Annales Scientifiques de l'Université de Franche-Comté, Besançon Biologie Animale*, 4ème ser., fasc. 2, 33-41.
- VERNEAUX (J.), 1984. — Méthodes biologiques et problèmes de la détermination des qualités des eaux courantes. *Bull. Ecol.*, 15 (1), 47-55.
- VERNEAUX (J.), FAESSEL (B.) & MALESIEUX (G.), 1976. — Note préliminaire à la proposition de nouvelles méthodes de détermination de la qualité des eaux courantes. Ministère de l'Agriculture, C.T.G.R.E.F., 14 p (roncotees).
- VERNEAUX (J.), FAESSEL (B.) & MONNOT (A.), 1974. — *Qualité biologique des cours d'eau du bassin de l'Ain (cours jurassien)*. Indices biotiques et cartes des pollutions. Etudes régionales, Banques populaire de Franche-Comté. 1 plaquette avec carte couleur.
- VERNEAUX (J.), GAIMICHE (P.), JANIER (F.) & MONNOT (A.), 1982. — Une nouvelle méthode pratique d'évaluation de la qualité des eaux courantes. Un indice biologique de qualité générale (I B G). *Ann. Sci. Univ. Fr. Comté, Besançon, Biol. Anim.*, 4 (3).
- VERNEAUX (J.) & TUFFERY (G.), 1967. — Une méthode zoologique pratique de détermination de la qualité biologique des eaux courantes. Indices biotiques. *Ann. Sci. Univ. Besançon*, 3, 79-89.
- VRHOVSEK (D.), MARTINCIC (A.) & KRALJ (M.), 1981. — Evaluation of the polluted river Savinja with the help of Macrophytes. *Hydrobiologia*, 80, 97-110.
- WASSON (J.G.), 1981. — Méthodes biologiques d'appréciation de la qualité des eaux courantes. In : *Ecologie appliquée, indicateurs biologiques et techniques d'études*. Journées d'étude, Grenoble, 13-14 novembre 1980, Association française des Ingénieurs Ecologues, Mainvilliers, 92-108.
- WATSON (J.A.L.), ARTHINGTON (A.H.) & CONRICK (D.L.), 1982. — Effect of sewage effluent on dragonflies (Odonata) of Bulimba Creek, Brisbane. *Aust. J. Mar. Freshwater Res.*, 33, 517-528.
- WHITING (E.R.) & CLIFFORD (H.F.), 1983. — Invertebrates and urban runoff in a small northern stream. Edmonton, Alberta, Canada. *Hydrobiologia*, 102, 73-80.
- WIACKOWSKI (K.), 1982. — Analysis of Ciliata from polluted sector of the river Drwinka on the basis of binary data. *Acta Hydrobiol.*, 23 (4), 319-329.
- WIDAJA (F.T.) & SUWIGNYO (S.), 1981. — Infusoria as an indicator of autotrophication, its culture for fish larvae. *Verh. Int. Ver. Theor. Angew. Limnol.*, 21 (3), 1503-1506.
- WIEDERHOLM (T.), 1980. — Use of benthos in lake monitoring. *J. Wat. Pollut. Control. Fed.*, 52 (3), 537-547.
- WILHM (J.L.), 1975. — Biological indicators of pollution. In : WHITTON (B.A.), éd., *River ecology*. London, Blackwell Scientific Publications, 375-402.
- WILSON (R.S.), 1980. — Classifying rivers using chironomid pupal exuviae. In : MURRAY (D.A.), éd., *Chironomidae, ecology, systematics, cytology and physiology*. Proc. 7th. Int. Sym. Chironomidae, Dublin, Aug. 1979. Pergamon Press, New York, 209-216.
- WOODIWISS (L.), 1964. — The biological system of stream classification used by the Trent River Board. *Chem. and Indust.*, 14 443-447.
- ZADORY (L.) & MUELLER (P.), 1981. — Potential use of freshwater molluscs for monitoring river pollution. *Geo Journal*, 5 (3), 433-445.

2. MILIEUX MARINS ET LAGUNAIRES

- AMJAD (S.) & GRAY (J.S.), 1983. — The use of Nematode-Copepod ratio as an Index of organic pollution. *Mar. Pollut. Bull.*, 14 : 178-180.
- ANGER (K.), 1975. — On the influence of sewage pollution on inshore benthic communities in the south of Kiel Bay Part 1. Qualitative studies on indicator species and communities. *Meruntumslart. Julk./Havsforskning smst. skr.*, 239 : 116-122.
- ANGER (K.), 1977. — Benthic invertebrates as indicators of organic pollution in the western Baltic sea. *Int. Revue ges Hydrobiol.*, 62 245-254.
- AREF (R.), DUFOUR (P.) & MAURER (D.), 1981. — Phytoplankton et pollution : premières études en Baie de Bietri (Côte d'Ivoire). Traitement mathématique des données. *Oceanol. Acta*, 4 (3) : 319-329.
- BARNETT (B.E.), 1983. — Oligochaetes as indicators of pollution in the Humber estuary, with special reference to *Tubificoides benedicti*. *Environ. Pollut.*, 30 (4) : 277-291.
- BAUERFEIND (S.), GERHART (G.G.) & RHEINHEIMER (G.), 1981. — Untersuchungen zur Überlebensdauer von Faekalbakterien mit und ohne Sediment Zent. *Bl. Bakteriell. Mikrobiol. Hyg.*, 174 (4) : 364-374.
- BELLAMY (D.J.), JOHN (D.M.), JONES (D.J.), STARKIE (A.) & WHITTICK (A.), 1972. — The place of ecological monitoring in the study of pollution of the marine environment. In : RUIVO (M.) ed : *Marine Pollution and Sea Life*, Publ. Fishing News (Books) Ltd., London 421-425.
- BELLAN (G.), 1967a. — Pollution et peuplements benthiques sur substrats meubles dans la région de Marseille. Première partie. Le secteur de Cortiou. *Rev. Intern. Océanogr. Méd.*, 6-7 : 53-87.
- BELLAN (G.), 1967b. — Pollution et peuplements benthiques sur substrats meubles dans la région de Marseille. Deuxième partie. L'ensemble portuaire marseillais. *Rev. Intern. Océanogr. Méd.*, 8 51-95.
- BELLAN (G.), 1980. — Annélides Polychètes des substrats solides de trois milieux pollués sur les côtes de Provence (France) : Cortiou, Golfe de Fos, Vieux Port de Marseille. *Téthys*, 9 (3) 260-278.
- BELLAN (G.), 1984. — Indicateurs et indices biologiques dans le domaine marin. *Bull. Ecol.*, 15 (1), 13-20.
- BELLAN (G.), 1985. — Indicateurs biologiques dans deux zones méditerranéennes perturbées l'une par des pollutions domestiques et l'autre par des pollutions industrielles. *Actes du Colloque «Indices biotiques»*, Paris, 15-17 novembre 1983, Ministère de l'Environnement, Paris : 99-110.
- BELLAN (G.), BELLAN-SANTINI (D.) & PICARD (J.), 1980. — Mise en évidence de modèles écobiotiques dans des zones soumises à perturbation par matières organiques. *Acta Oecol. Oecol. Applic.*, 3 (3) : 383-390.
- BELLAN (G.), JORAJURIA-OLIVARI (A.) & PICARD (J.), 1981. — Le peuplement des substrats meubles dans le color d'écoulement des eaux usées de la ville de Marseille. *Vèmes Journées Etud. Pollutions*, Cagliari 1980, C.I.E.S.M., Monaco 649-656.

- BELLAN (G.), KAIM-MALKA (R.A.) & PICARD (J.), 1975. — Évolution récente des différentes auréoles de pollution marine des substrats meubles liées au grand collecteur de Marseille-Cortiou. *Bull. Ecol.*, 6 (2) : 57-66.
- BELLAN-SANTINI (D.), 1981. — Influence des pollutions sur le peuplement des Amphipodes dans la biocoenose des Algues benthiques. *Téthys*, 10 (2) : 183-194.
- BELSHER (I.), 1979. — Essai de définition d'un Indice de pollution. *Rapp. Comm. Intern. Expl. Sc. Méditerranée*, Monaco, 23 (2) : 91-92.
- BORRERO (J.J.), ARRABAL (F.), DE VINCENTE (A.), GOMEZ (L.F.) & ROMERO (P.), 1983. — Study of microbial inactivation in the marine environment. *Journal - Water Pollution Control Federation*, 55 (3) : 297-302.
- BOUDOURESQUE (C.F.), 1970. — *Recherches de biologie analytique, structurale et expérimentale sur les peuplements benthiques scaphopodes de Méditerranée occidentale (fraction algale)*. These Doct. Etat. Sc. Nat., Université d'Aix-Marseille, 624 p.
- BOURCIER (M.), 1980. — Évolution récente des peuplements macrobenthiques entre La Ciotat et les îles des Embiez (Côtes de Provence). Processus de contamination du benthos entre bassins côtiers voisins. *Téthys*, 9 (3) : 197-206.
- BOURCIER (M.), 1982. — Évolution au cours des quinze dernières années, des biocoenoses benthiques et de leur faciès dans une baie méditerranéenne soumise à l'action lointaine de deux émissaires urbains. *Téthys*, 10 (4) : 303-313.
- CABELLI (V.J.) & PEDERSEN (D.), 1982. — The movement of sewage sludge from the New York Bight dumpsite as seen from *Clostridium perfringens* spore densities. *Oceans 82 Conference Record*, IEEE, New-York : 995-999.
- CHASSE (C.) & MORVAN (D.), 1978. — Six mois après la marée noire de l'Amoco Cadiz, bilan provisoire de l'impact écologique. *Penn ar Bed*, N.S., vol. 11, n° 93, fasc. 2, 311-338.
- CHURCHLAND (L.M.), KAN (G.) & AGES (A.), 1982. — Variation in fecal pollution indicators through tidal cycles in the Fraser River estuary. *Can. J. Microbiol.*, 28 (2) : 239-247.
- COPELAND (B.J.), 1970. — Fish species diversity indices as indicators of pollution in Galveston Bay, Texas. *Contributions in Marine Sciences*, 15 : 103-132.
- COULL (B.C.), HICKS (G.R.F.) & WELLS (Z.B.Z.), 1981. — Nematode/Copepod Ratios for monitoring pollution: a rebuttal. *Mar. Pollut. Bull.*, 12 : 378-381.
- CREMA (R.) & BONVICINI-PAGLIAI (A.M.), 1980. — The relationship between benthic community structure and pollution abatement in the Gulf of Follonica (Tuscany). *Mem. Biol. Mar. Ocean*, 10, 159-162.
- DELATTRE (J.M.) & DELESMONT (R.), 1981. — L'analyse de coquillages peut-elle servir au contrôle microbiologique du littoral? *Rev. Int. Océanogr. Méd.*, 63-64 : 11-16.
- DICKS (B.), 1982. — Monitoring the biological effects of North Sea platforms. *Mar. Pollut. Bull.*, 13 (7) : 221-227.
- EPPLEY (R.W.) & WEILER (C.S.), 1979. — The dominance of nanoplankton as an indication of marine pollution: a critique. *Oceanologica Acta*, 2 : 241-245.
- ERKENBRECHER JR. (C.W.), 1981. — Sediment bacterial indicators in an urban shellfishing subestuary of the lower Chesapeake Bay. *Appl. Environ. Microbiol.*, 42 (3) : 484-492.
- FOXTON (P.), 1981. — The SOTIAG programme of monitoring in Sullom Voe. *Proc. R. Soc. Edinb., sect. B*, vol. 80 B : 19-32.
- FRICKE (A.H.), HENNING (H.F.-K.O.) & ORREN (M.J.), 1981. — Relationship between oil pollution and psammolittoral meiofauna density of two South African beaches. *Mar. Environ. Res.*, 5 (1) : 59-77.
- FUKS (D.) & KECKES (S.), 1977. — Variability of certain microbiological and environmental water quality indicators in coastal recreational waters off the Wet Istrian coast, Yugoslavia. *Thalassia Jugosl.*, 13 (1/2) : 201-209.
- GAMESON (A.L.), 1982. — Application of coastal pollution research, 4. Interpretation of bacteriological data. *UK Water Research Report*, TR. 180, march 1982 : 43 p.
- GLEMAREC (M.), 1985. — Utilisation des indicateurs biologiques en milieu sédimentaire. Indicateurs de surcharge en matière organique. *Actes du Colloque «Indices biologiques»*, Paris, 15-17 novembre 1983, Ministère de l'Environnement, Paris : 87-95.
- GLEMAREC (M.) & HILY (C.), 1981. — Perturbations apportées à la macrofaune benthique de la baie de Concarneau par les effluents urbains et portuaires. *Acta Oecol., Oecol. Applic.*, 2 (2) : 139-150.
- GLEMAREC (M.), HILY (C.), HUSSENOT (E.), LE GALL (C.) & LE MOAL (Y.), 1981. — Recherches sur les indicateurs biologiques en milieu sédimentaire marin. In : *Ecologie appliquée : indicateurs biologiques et techniques d'études*, journées d'études, Grenoble, 13-14 novembre 1980, Association Française des Ingénieurs Écologues, Manvilliers : 118-140.
- GLEMAREC (M.), HUSSENOT (E.) & LE MOAL (Y.), 1982. — Utilization of biological indications in hypertrophic sedimentary areas to describe dynamic process after the Amoco-Cadiz oil-spill. In : *International Symposium on Utilization of Coastal Ecosystems*, Rio Grande, Brazil, nov. 1982, 18 p.
- GRAY (J.S.), 1980. — Why do ecological monitoring? *Mar. Pollut. Bull.*, 11 : 62-65.
- GRAY (J.S.), 1981. — Detecting pollution induced changes in communities using the Log-normal distribution of individuals among species. *Mar. Pollut. Bull.*, 12 (5) : 173-176.
- GRAY (J.S.), 1983. — Use and misuse of the Log-normal plating method for detection of effects of pollution: a reply to Shaw et al. (1983). *Mar. Pollut. Bull.*, 11 (2) : 203-204.
- GRAY (J.S.) & MIRZA (F.B.), 1979. — A possible method for the detection of pollution induced disturbance on marine benthic communities. *Mar. Pollut. Bull.*, 10 : 142-146.
- GRAY (J.S.) & PEARSON (T.H.), 1982. — Objective selection of sensitive species indicative of pollution-induced change in benthic communities. I. Comparative methodology. *Mar. Ecol. (Prog. Ser.)*, 9 (2) : 111-119.
- GUELORGET (O.) & PERTHUISOT (J.P.), 1984. — Indicateurs biologiques et diagnose écologique dans le domaine paralique. *Bull. Ecol.*, 15 (1) : 67-76.
- HARTLEY (J.P.), 1982. — Methods for monitoring offshore macrobenthos. *Mar. Pollut. Bull.*, 13 : 150-154.
- HEIP (C.), 1980. — Meiobenthos as a tool in the assessment of marine environmental quality. *Rapp. P.v. Reun. Cons. int. Explor. Mer.*, 179 : 182-187.
- HENNIG (H.F.-K.O.), EAGLE (G.A.), FIELDER (L.), FRICKE (A.H.), GLEDHILL (W.J.), GREENWOOD (P.J.) & ORREN (M.J.), 1983. — Ratio and population density of psammolittoral meiofauna as a perturbation indicator of sandy beaches in South Africa. *Environ. Monit. Assess.*, 3 (1) : 45-60.
- HERNROTH (L.), 1981. — Zooplankton in the Baltic Sea. *Mar. Pollut. Bull.*, 12 (6) : 206-209.
- HERRERA MORENO (A.) & DEL VALLE GARCIA (R.), 1980. — Características de la meiofauna bentónica en la Laguna y zona costera de Guayabal, en relación con el grado de contaminación. *Cienc. Biol.*, 5 : 29-45.
- HOOD (M.A.) & NESS (G.E.), 1982. — Survival of *Vibrio cholerae* and *Escherichia coli* in estuarine waters and sediments. *Appl. Environ. Microbiol.*, 43 (3) : 478-584.
- HUGHES (B.), LEFEVRE (J.R.), PLESSIER (M.) & CINI (A.), 1981. — Distribution of viral and bacterial densities in sea water near a coastal discharge of treated domestic sewage. *Zent. Bl. Bakteriell. Mikrobiell. Hyg.*, 173 (6) : 509-516.
- KOEHLER (A.), 1981. — Fluktuationen der Fischfauna im Elbe-Astuar als Indikator für ein Gestörtes Ökosystem. *Helgolander Meeresunters.*, 34 (3) : 263-285.

- LABELLE (R. L.), GERBA (C. P.), GOYAL (S. M.), MELNICK (J. L.), CECI (J.) & BOGDAN (G. F.), 1980 — Relationships between environmental factors, bacterial indicators, and the occurrence of enteric viruses in estuarine sediments. *Appl. Environ. Microbiol.*, 39 : 588-596.
- LEPPAKOSKI (E.), 1975 — Assessment of degree of pollution on the basis of macrozoobenthos in marine and brackish-water environments. *Acta Acad. Aboensis*, ser. B., 35 (2) : 1-96.
- LORDA (E.), WALKER (H. A.) & SAILA (S. B.), 1981 — A severity index to assess and monitor the incidence of pollution-related pathological conditions in marine organisms. *Mar. Environ. Res.*, 5 (2) : 93-108.
- MARCOTTE (B. M.) & COULL (B. C.), 1974 — Pollution, diversity and new benthic communities in the north Adriatic (Bay of Pisan, Yugoslavia). *Vie et Milieu*, 25, ser. B : 281-300.
- MAY (V.), 1982 — The use of epiphytic algae to indicate environmental changes. *Aust. J. Ecol.*, 7 (1) : 101-102.
- MAY (V.), COLLINS (A. J.) & COLLET (L. C.), 1978 — A comparative study of epiphytic algal communities on two common genera of sea-grasses in eastern Australia. *Aust. J. Ecol.*, 3 : 91-104.
- MAZIERES (J.), RICHARD (B.) & MAZIERES (S.), 1980 — Une méthode de recherche rapide des coliformes fécaux dans les eaux de mer et les coquillages. *Rev. Trav. Inst. Pêches Marit.*, 44 (3) : 289-293.
- PEARSON (T. H.), 1975 — The benthic ecology of Loch Linnhe and Loch Eil, a sea-loch system on the west coast of Scotland IV. Changes in the benthic fauna attributable to organic enrichment. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 20 : 1-41.
- PEARSON (T. H.), GRAY (J. S.) & JOHANNESSEN (P. J.), 1983 — Objective selection of sensitive species indicative of pollution — induced change in benthic communities. 2. Data analyses. *Mar. Ecol. (Prog. Ser.)*, 12 (3) : 237-255.
- PEARSON (T. H.) & ROSENBERG (R.), 1978 — Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. *Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev.*, 16 : 229-311.
- PERES (J. M.) & BELLAN (G.), 1972 — Aperçu sur l'influence des pollutions sur les peuplements benthiques. In : RUIVO (M.), ed., *Marine pollution and sea life*, Fishing News (Books) Ltd., London.
- PICARD (J.), 1965 — Recherches qualitatives sur les Biocénoses marines de substrats meubles dragables de la région marseillaise. *Rec. Trav. St. mar. Endoume*, 52 (Bull. 36), 3-160.
- PICARD (J.), 1985 — Réflexions sur les écosystèmes marins benthiques : hiérarchisation, dynamique spatio-temporelle. *Téthys*, 11 (3-4), 230-242.
- RACHOR (E.), 1980 — The inner German Bight. An ecologically sensitive area as indicated by the bottom fauna. *Helgolander Meeresunters.*, 33 : 522-530.
- RACHOR (E.), 1982 — Indikatorarten fuer Umweltbelastungen im Meer. *Decheniana-Befehle* (Bonn), 26 : 128-137.
- RAFFAELLI (D.), 1981 — Monitoring with Meiofauna. — A reply to Coull, Hicks and Wells (1981) and additional data. *Mar. Pollut. Bull.*, 12 : 381-383.
- RAFFAELLI (D.), 1982 — An assessment of the potential of major meiofauna groups for monitoring organic pollution. *Mar. Environ. Res.*, 7 (2) : 151-164.
- RAFFAELLI (D.) & MASON (C. F.), 1981 — Pollution monitoring with meiofauna, using the Ratio of Nematodes to Copepods. *Mar. Pollut. Bull.*, 12 (5) : 158-163.
- REID (R. N.), O'REILLY (J. E.) & GADBOIS (D. F.), 1982 — Monitoring faeces and effects of contaminants in benthos of the New York Bight. *Oceans 82 Conference Record*, IEEE, New York : 1005-1009.
- REISH (D. J.), 1959 — An ecological study of pollution in Los Angeles — Long Beach Harbors, California. *Allan Hancock Found. Publ.*, occ. papers, n°22 : 117 p.
- REISH (D. J.), 1972 — The use of marine invertebrates as indicators of varying degrees of marine pollution. In : RUIVO (M.), ed., *Marine pollution and sea life*, Fishing News (Books) Ltd., London.
- ROSENBERG (R.), 1976 — Benthic faunal dynamics during succession following pollution abatement in a Swedish estuary. *Oikos*, 27 : 414-427.
- SALEN-PICARD (C.), 1983 — Schémas d'évolution d'une biocénose macrobenthique de substrat meuble. *C.R. Acad. Sciences*, Paris, série III, 296 : 587-590.
- SANUKINA (S.), OKAMOTO (H.) & HITOMI (M.), 1981 — On the behavior of the indicator species of marine bottom pollution. *Bull. Jap. Soc. Sci. Fish.*, 47 (7) : 863-869.
- SETTY (M. G. A.), 1982 — Pollution effects monitoring with Foraminifera as indices in the Thana Creek, Bombay Area. *Int. J. Environ. Stud.*, 18 (3 + 4) : 205-209.
- SHAW (K. M.), LAMBSHEAD (P. J. D.) & PLATT (H. M.), 1983 — Detection of pollution-induced disturbance in marine benthic assemblages with special references to nematodes. *Mar. Ecol.*, 11 (2) : 195-202.
- STORA (G.) & ARNOUX (A.), 1983 — Effects of large freshwater diversions on benthos of a mediterranean lagoon. *Estuaries*, 6 (2) : 115-125.
- WARWICK (R. M.), 1981 — The Nematode/Copepod ratio and its use in pollution ecology. *Mar. Pollut. Bull.*, 12 (10) : 329-333.
- WYATT (C. E.) & PEARSON (T. H.), 1981 — The Loch Eil Project : Population characteristics of Ciliate Protozoans from organically enriched sea-loch sediments. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 56 (2-3) : 279-303.
- YAMADA (M.), TSURUTA (A.) & YOSHIDA (Y.), 1980a — A list of phytoplankton as eutrophic level indicator. *Bull. Jap. Soc. Sci. Fish.*, 46 (12) : 1435-1438.
- YAMADA (M.), TSURUTA (A.) & YOSHIDA (Y.), 1980b — Classification of eutrophic level in several marine regions. *Bull. Jap. Soc. Sci. Fish.*, 46 (12) : 1439-1444.

3 ÉCOSYSTÈMES TERRESTRES

- ARPIN (P.), 1979 — Écologie et systématique des Nématodes Mononchides des zones forestières et herbacées sous climat tempéré humide. I. Types de sols et groupements spécifiques. *Revue Nématol.*, 2, 211-221.
- ARPIN (P.), PONGE (J. F.), DABIN (B.) & MORI (A.), 1984 — Utilisation de Nématodes Mononchida et des Collembolés pour caractériser des phénomènes pédobiologiques. *Rev. Ecol. Biol. Sol.*, 21 (2), 243-268.
- ATHIAS-BINCHE (F.), 1983 — Écologie des Uropodides édaphiques (Arachnides - Parasitiformes) de trois écosystèmes forestiers. 6. Similitudes interstationnelles. Conclusions générales. *Vie et Milieu*, 33 (2), 93-109.
- BEDENEAU (M.), 1980 — Évolution de la flore lichénique épiphyte dans un massif forestier soumis à pollution. *Bull. Inst. Écol. Appl.*, 7 (3-4), 63-91.
- BEDENEAU (M.), 1981 — Réaction des épiphytes à l'évolution de la pollution atmosphérique d'une forêt. Comparaison de deux cartographies à quatre ans d'intervalle. *Rev. Forest. Fr.*, 33 (4), 293-296.
- BEDENEAU (M.), 1982 — Évolution de la flore lichénique dans un massif forestier soumis à pollution. I. modifications morphologiques. *Cryptogam*, 3 (3) : 249-263.
- BENEST (G.), 1983 — Les marqueurs d'anthropisation. In : *Réflexions sur la notion d'indicateurs biologiques*. Unité d'Écologie et Développement, INRA-SAD, 2 p.
- BIGOT (L.) & GAUTIER (G.), 1981 — Originalité et intérêt écologique de la communauté nicipole et pélophile de surface. *Bull. Mus. Hist. Nat. Marseille*, 41, 13-30.

- BIGOT (L.), PICARD (J.) & ROMAN (M. I.), 1982. — Contribution à l'étude des peuplements des invertébrés des milieux extrêmes. 1) La plage et les dunes vives de l'Espiguette (Grau-du-Roi, Gard). *Ecologia Mediterranea*, 8 (3), 3-29.
- BLANDIN (P.) & FABIANI (J. L.), 1985. — Les forêts périurbaines de la région parisienne : changements sociologiques, économiques, écologiques. *Actes Coll. Recherches sur l'environnement rural, bilan et perspectives*, C.N.R.S., PIREN, Paris, 77-93.
- BLANDIN (P.), FLOGAÏTIS (E.), ARBEILLÉ (J.) & GEOFFROY (J. J.), 1985. — Les variations interannuelles des Macroarthropodes édaphiques dans une forêt tempérée. *Bull. Ecol.*, 16, 4, 273-283.
- BLANDIN (P.), GARAY (I.) & MOLFETAS (S.), 1982. — L'impact du piétinement en forêt. *La forêt privée*, 146, 23-33.
- BLANDIN (P.), GARAY (I.), MOLFETAS (S.) & GEOFFROY (J. J.), 1981. — L'impact de la fréquentation humaine sur la faune du sol dans les forêts périurbaines. Recherche d'indicateurs écologiques. Rapport contrat n° 77136, Ministère de l'Environnement, 94 p.
- BLONDEL (J.), 1979. — *Biogéographie et écologie*. Masson, Paris, 173 p.
- BONIN (G.) & VEDRENNE (G.), 1981. — Réflexions sur les indicateurs biologiques et leurs techniques de mise en évidence dans les écosystèmes forestiers provençaux. In *Écologie appliquée : indicateurs biologiques et techniques d'études*. Journées d'études, Grenoble, 13-14 novembre 1980, Association Française des Ingénieurs Écologues, Mainvilliers, 142-159.
- BOUCHE (M. B.), 1981. — Lombriciens et développement : biostimulation des sols et bio-indications. In *Écologie appliquée : indicateurs biologiques et techniques d'études*. Journées d'études, Grenoble 13-14 novembre 1980, Association Française des Ingénieurs Écologues, Mainvilliers, 281-295.
- BUECKING (W.) & DIETRICH (H.), 1981. — Beziehungen einiger Stanfortwieser-Pflanzen zu chemisch-analytischen Kennwerten des Oberbodens. *Mitt. Ver. Forstl. Standortsk. Forstpflanzenzucht.*, 29, 69-74.
- CACHAN (P.), 1982. — *Utilisation des Carabes pour évaluer les transformations de l'espace*. Rapport de synthèse, Ecole Nationale Supérieure d'Agronomie et des Industries Alimentaires Nancy, 65 p.
- CACHAN (P.) & CLEMENT (A.), 1979. — Analyse des récoltes de Carabes effectuées en 1978 et 1979 dans diverses prairies du plateau lorrain. 1. Récoltes de 1978. *Bulletin de l'E.N.S.A.I.A. de Nancy*, 21 (1-2), 77-93.
- CACHAN (P.), GUCKERT (A.), BARTHEL (C.), BOUCHE (M. B.), SCOTTO (L.), MASSESE (C.) & BONISCHOT (R.), 1981. — La caractérisation biotique des types prairiaux du plateau lorrain. In : GEHU (J. M.) & PELT (J. M.), eds. *L'évaluation biologique du territoire par la méthode des indices biocoenotiques*, Institut Européen d'Ecologie, Metz, 161-183.
- CAZIN (P.), 1982. — Essai de définition de groupements écologiques de Carabes caractéristiques des prairies, friches et forêts. *Bulletin de l'E.N.S.A.I.A. de Nancy*, 24, 16 p.
- CHANDLER (D. S.), FARRAN (I.) & CRAVEN (J. A.), 1981. — Persistence and distribution of pollution indicator bacteria on land used for disposal of piggy effluent. *Appl. Environ. Microbiol.*, 42 (3), 453-460.
- CHARDEFZ (D.) & LAMBERT (J.), 1981. — Thécamoebiens indicateurs biologiques (Protozoa Rhizopoda Testacea). *Bull. Rech. Agron. Gembloux*, 16 (3), 181-203.
- CHIKISHEV (A. G.), ed., 1965. — *Plant indicators of soils, rocks and subsurface waters*. Consultant Bureau, New York, 210 p.
- DERUELLE (S.), 1983. — *Écologie des lichens du Bassin parisien*. Impact de la pollution atmosphérique (engrais, SO₂, Pb) et relations avec les facteurs climatiques. Thèse Doct. Etat, Université Paris VI, 360 p. et annexe 202 p.
- DRACH (A.) & FAILLE (A.), 1981. — Éléments pour une méthodologie d'étude des relations entre les peuplements de Carabiques forestiers et la végétation herbacée et arborescente (Col. Carabidae). *Rev. Ecol. Biol. Sol.*, 18 (4), 551-566.
- EMILF (J. C.), BARTEL (C.) & CACHAN (P.), 1981. — Étude des récoltes de Carabes effectuées en 1978 et 1979 dans six types prairiaux de la région de Nancy à l'aide de l'analyse factorielle des correspondances. In *Écologie appliquée : indicateurs biologiques et techniques d'études*, journées d'études, Grenoble, 13-14 novembre 1980, Association Française des Ingénieurs Écologues, Mainvilliers, 392-406.
- FAUST (M. A.), 1982. — Relationship between land-use practices and fecal bacteria in soils. *J. Environ. Qual.*, 11 (1), 141-146.
- FERNANDEZ HAEGER (J.) & RODRIGUEZ GONZALEZ (A.), 1982. — Les peuplements de fourmis dans la Sierra Morena centrale (Espagne). Rapports avec l'exposition et la végétation. *Insectes Sociaux*, 29 (2 bis), 358-368.
- FERRY (C.) & FROCHOT (B.), 1970. — L'avifaune indicatrice d'une forêt de Chênes pédonculés en Bourgogne : étude de deux successions écologiques. *La Terre et la Vie*, 24, 153-250.
- FLOGAÏTIS (E.), 1982. — *Les Macroarthropodes édaphiques comme indicateurs biologiques de l'impact du piétinement dans les forêts périurbaines : une approche expérimentale*. Thèse 3ème Cycle Ecologie, Université Paris 6, 133 p.
- FLOGAÏTIS (E.) & BLANDIN (P.), 1985. — L'impact du piétinement sur les Macroarthropodes du sol dans les forêts périurbaines : étude expérimentale. *Acta Oecol., Oecol. applicata*, 6 (2), 129-141.
- FOISSNER (W.), FRANZ (H.) & ADAM (H.), 1982. — Terrestrial protozoa as bioindicators in the soil of a graded ski trail. *Pedobiologia*, 245 (1), 45-56.
- GARAY (I.), CANCILA DA FONSECA (J.) & BLANDIN (P.), 1980. — The effects of trampling on the fauna of a forest floor. I. Microarthropods. *Proc. VII Intern. Coll. Soil. Zool.*, Syracuse, USA, 1979, 200-212.
- GARAY (I.) & NATAF (L.), 1982. — Microarthropods as indicators of human trampling in suburban forests. In : BORNKAMM (R.), LEE (J. A.) & SEAWARD (M. R. D.) eds., *Urban Ecology*, Blackwell Scientific Publications, Oxford, 201-207.
- GEORGES (A.), 1983. — Quels sont les problèmes qui peuvent être abordés par l'intermédiaire des Coléoptères Carabiques pris comme indicateurs biologiques ? In : *Réflexions sur la notion d'indicateurs biologiques*, Unité d'Écologie, INRA-SAD, 15 p.
- GILLOT (B.) & PAUTOU (G.), 1981. — Intérêt de l'indicateur végétal dans l'étude épidémiologique des maladies vectorielles. In : *Écologie appliquée : indicateurs biologiques et techniques d'études*, journées d'études, Grenoble, 13-14 novembre 1980, Association Française des Ingénieurs Écologues, Mainvilliers, 110-117.
- GOUNOT (M.), 1969. — *Méthodes d'étude quantitative de la végétation*, Masson, Paris, 314 p.
- GUINOCHET (M.), 1973. — *Phytosociologie*, Masson, Paris, 227 p.
- HAGEDORN (C.), HANSEN (D. T.) & SIMONSON (G. H.), 1978. — Survival and movement of fecal indicator bacteria in soil under conditions of saturated flow. *J. Environ. Qual.*, 7 (1), 55-59.
- HERMOSILLA (W.) & RUBIO (I.), 1974. — Prospección preliminar de la fauna edáfica de la estancia El Yecino (Cuenca del Salado, Prov. Buenos Aires, Argentina). *Physis*, sec. C., 33 (87), 259-265.
- KAUPPI (M.) & MIKKONEN (A.), 1980. — Floristic versus single species analysis in the use of epiphytic lichens as indicators of air pollution in a boreal forest region, northern Finland. *Flora*, 169 (4), 255-281.
- KISZKA (J.), 1964. — The lichens of the Sandomierz Lowland, I. Lichens of Niepolomice Forest district. *Fragm. Florist. Geobot.*, 10, 527-564.
- KISZKA (J.), 1964. — The effect of town and industry emissions on the lichen flora of Cracow and the Niepolomice Forest. *Pr. monogr. WSP, Krakow*, 19, 1-133.

- KISZKA (J.), 1981. — Lichens flora of the Niepolomice Forest. *Studia Oroska Dokumentacji Fizjograficznej*, 9, 335-336.
- LONG (G.), 1974. — *Diagnostic phyto-écologique et aménagement du territoire. I. Principe généraux et méthodes*. Masson, Paris, 252 p.
- MOLFETAS (S.) & BLANDIN (P.), 1980. — The effects of trampling on the fauna of a forest floor. II. Macroarthropods. *Proc. VII Intern. Coll. Soil. Zool.*, Syracuse, USA, 1979, 213-225.
- NATAF (L.), 1983. — *Impact du piétinement sur le sol et les Microarthropodes édaphiques en forêt périurbaine*. Thèse 3e cycle Ecologie, Université Paris 6, 106 p.
- OZENDA (P.), 1982. — *Les végétaux dans la Biosphère*. Doin, Paris, 431 p.
- OZENDA (P.), 1986. — *La cartographie écologique et ses applications*. Masson, Paris, 160 p.
- PAUTOU (G.), 1984. — L'organisation des forêts alluviales dans l'axe rhodanien Genève-Lyon : comparaison avec d'autres systèmes fluviaux. *Doc. Cart. Ecol.*, XXVII, 43-64.
- PONGE (J. F.), 1983. — Les collembolles, indicateurs du type d'humus en milieu forestier. Résultats obtenus au Sud de Paris. *Acta Oecol. Oecol. Gener.*, 4 (4), 359-374.
- PONGE (J.F.) & PRAT (B.), 1982. — Les collembolles indicateurs du mode d'humification dans les peuplements résineux, feuillus et mélangés : résultats obtenus en forêt d'Orléans. *Rev. Ecol. Biol. Sol.*, 19 (2), 237-250.
- POURSIN (J.M.) & PONGE (J. F.), 1982. — Comparaison de trois types de peuplements forestiers (feuillu, mixte, résineux) à l'aide de la mésofaune du sol (Collembolles et Oribates). *C.R. Acad. Sci., Paris*, 294 (22), 1021-1024.
- PREGITZER (K.S.) & BARNES (B.V.), 1982. — The use of ground flora to indicate edaphic factors in upland ecosystems of the McCormick experimental forest, upper Michigan. *Can. J. For. Res.*, 12 (3), 661-672.
- QUEZEL (P.) & VERDIER (P.), 1953. — Les méthodes de la phytosociologie sont-elles applicables à l'étude de groupements animaux ? Quelques associations typiques de carabiques dans le midi de la France et leurs rapports avec les groupements végétaux correspondants. *Végétation*, 4 (3), 165-181.
- REDDY (K.R.), KHALEEL (P.) & OVERCASH (M.R.), 1981. — Behavior and transport of microbial pathogens and indicator organisms in soils treated with organic wastes. *J. Environ. Qual.*, 10 (3), 255-266.
- REFSETH (D.), 1980. — Ecological analyses of Carabid communities. Potential use in biological classification for nature conservation. *Biol. Conserv.*, 17, 131-141.
- RIOUX (J.A.), GABINAUD (A.), CORRE (J.J.), COUSSERANS (J.) & JARRY (D.), 1984. — Mangroves et autres formations marécageuses littorales en Guadeloupe. Carte phytocéologique des gîtes larvaires de moustiques. *Bull. Ecol.*, 15 (1), 95-97 + 1 carte.
- ROBIN (A.M.) & GEOFFROY (J.J.), 1985. — Expérience de piétinement contrôlé en périurbain : protocole expérimental et étude pédologique. *Rev. Ecol. Biol. Sol.*, 22 (1), 21-33.
- SASTRE (C.) & LOURIEIG (A.), 1986. — Endemovariance en Amérique tropicale : implications dans la spéciation. *Bull. Ecol.*, 17 (3), 189-194.
- SCOTTO LA MASSESE (C.), 1974. — Intérêt de l'étude de la némaïofaune en milieux forestiers. *C.R. 4èmes Journées Phytôt. Phytopharm. circum-méditerran.*, Montpellier, 15-19 sept. 1974, 453-456.
- SHOWMAN (R.E.), 1981. — Lichen recolonization following air quality improvement. *Bryologist*, 84 (4), 492-497.
- SPITZ (F.), 1985. — Typologie des communautés d'Oiseaux des alpages et cartographie écologique. *Doc. Cart. Ecol.*, XXVIII, 3-16.
- STANDEN (V.), 1982. — Associations of Enchytraeidae (Oligochaeta) in experimentally fertilized grasslands. *J. anim. Ecol.*, 51 (2), 501-522.
- STUBBE (A.) & TIETZE (F.), 1982. — Oekologische Untersuchungen an Carabidengesellschaften entlang einer Trasse. Immissionsgeschädigter Kiefernforst in der Duebener Heide. *Arch. Naturforsch. Landschaftsforsch.*, 22 (1), 27-44.
- IADROS (M.S.) & MASHAAL (E.S.F.), 1981. — The use of microfauna as an indicator of soil biological activity with reference to accompanying microflora. *Zool. Anz.*, 206 (3-4), 234-236.
- TIAGI (Y.D.) & AERY (N.C.), 1982. — Geobotanical studies on zinc deposit areas of Zawar mines, Udaipur. *Vegetatio*, 50 (2), 65-70.
- TOROSSIAN (C.), 1981. — Les peuplements hyperdenses à *Formica lugubris* de Haute Cerdagne orientale (Région d'Ouseya et de Guals). Leur signification écologique. *Vie et Milieu*, 31 (2), 177-182.
- TOROSSIAN (C.), HUMBERT (P.), 1982. — Les Fourmis rouges des bois et leur rôle dans l'écosystème forestier. *Rev. For. Fr.*, 34 (1), 32-41.
- TOROSSIAN (C.) & ROQUES (L.), 1981. — Biogéographie des Fourmis du groupe *Formica rufa* du Parc National des Écrins. *Union Internationale pour l'Étude des Insectes Sociaux, Section Française. Assemblée Générale 1981*, Toulouse, 121-125.
- TOROSSIAN (C.) & ROQUES (L.), 1984. — Les réponses de *Formica lugubris* Zett à la dégradation anthropique des forêts de l'étage subalpin français. *Bull. Ecol.*, 15 (1), 77-90.
- TROYER (L.S.), THORNTON (I.) & OLSON (B.H.), 1981. — Evaluation of Cadmium pollution in British soils by natural bacterial populations. In : UNDERKOFFER (L.A.) & WULF (M.L.), eds. : *Developments in Industrial Microbiology*, 22.
- WEIGMANN (G.) & KRATZ (W.), 1982. — Die deutschen Hornmilbenarten und ihre oekologische Charakteristik. *Zool. Beitr.*, 27 (2-3), 459-489.
- WEIMORE (C.M.), 1981. — Lichens and air quality in Big Bend National Park, Texas. *Bryologist*, 84 (3), 426-433.
- ZUKOWSKA-WIESZCZEC (D.), 1980. — Bioindication of soil pollution in urban area. *Polish J. Ecology*, 28 (2), 267-284.

CHAPITRE V

INDICATEURS BIOLOGIQUES ET BIOÉVALUATION À L'ÉCHELLE DES ÉCOCOMPLEXES

Dans le chapitre qui précède, l'unité écologique soumise à bioévaluation était toujours un écosystème, bien que ce concept n'ait peut-être pas exactement la même signification si l'on considère un milieu terrestre, une eau courante ou un milieu marin.

La gestion de l'espace continental et littoral implique le plus souvent une autre échelle d'analyse, qui est celle de la «Landchaftsökologie» (TROLL, 1968) ou de la «Landscape Ecology» (cf. par exemple TJALLINGH et DE VEER, 1981). Ces expressions, traduites par «Écologie du paysage», désignent une discipline qui se situe à l'articulation de la Géographie et de l'Écologie ; elle soulève de nombreux problèmes conceptuels et méthodologiques, en grande partie liés à la dimension subjective et au contenu sociologique de la notion de paysage (BERTRAND, 1978 ; BERDOULAY et PHIPPS, 1985).

Sans évidemment prétendre résoudre ces problèmes, il est utile, au début de ce chapitre, de présenter de façon critique les concepts désignant les entités écologiques existant à l'échelle des paysages. On pourra alors étudier les indicateurs écologiques susceptibles de fournir des informations d'ordre typologique et structural, ou même d'ordre fonctionnel, de caractériser l'extension de certaines pollutions et de conduire à une bioévaluation.

I — SYSTÈMES ÉCOLOGIQUES ET PAYSAGE

Devant la subjectivité du concept du paysage, un certain nombre de chercheurs, sous l'influence de TUXEN (1973), ont tenté de transposer les méthodes de la phytosociologie à l'échelle des espaces perçus comme «paysages» (GEHU, 1979). L'idée fondamentale est qu'il existe des associations d'associations. Celles-ci peuvent être conçues de deux façons complémentaires.

En premier lieu, dans une même unité géomorphologique susceptible de porter la même végétation potentielle, il est vraisemblable que l'on trouve réunis le groupement climax et tout ou partie de ses divers groupements de substitution. Un tel groupement de groupements d'une même série est appelé *sigmassociation* ou *sigmetum*.

En second lieu, lorsqu'un espace rassemble diverses unités géomorphologiques, il y a corrélativement un assemblage de représentants des différentes sigmassociations correspondant à ces unités, assemblage qui forme une *géosigmassociation* ou *géosigmetum*.

Ces unités symphytosociologiques sont considérées comme les bases de l'analyse du paysage (GEHU, 1979 ; ANS-SEAU, 1985). Cette approche n'est pas sans affinités avec celle de la «Landscape ecology» qui met en avant la notion de «cluster of ecosystems» (FORMAN, 1981) : des écosystèmes peuvent être spatialement regroupés en unités structurales qui se répètent de façon similaire au sein d'un paysage, défini comme «a kilometer-wide area where a cluster of interacting stands or ecotop is repeated in a similar form» (FORMAN et GODRON, 1981). Un changement de paysage se traduit donc par un changement d'unité structurale.

Dans la démarche symphytosociologique comme dans celle de la «Landscape ecology», les individus d'association ou les stations artifiées sont pris en compte, y compris les surfaces bâties (CLAISSE et GEHU, 1978 ; GEHU, 1979 ; FORMAN, 1981). Au plan de la définition des objets, les deux approches sont donc très voisines, la symphytosociologie produisant toutefois une formalisation plus rigoureuse débouchant sur une nomenclature aux règles strictes. Ceci souligne bien la finalité typologique de cette discipline. En revanche, la «Landscape ecology» est à la fois structurale et fonctionnelle : elle met l'accent sur l'importance de la forme des écosystèmes, de la structure de la mosaïque qu'ils constituent et des flux qui les associent en un fonctionnement caractéristique (FORMAN, 1981 ; FORMAN et GODRON, 1981 ; CANCELA DA FONSECA et DRACH, 1985).

C'est une problématique de ce type qui a été développée par BLANDIN et LAMOTTE (1985) en introduisant le concept d'*écocomplexe* (1). Celui-ci, dans l'acception qui lui a été donnée, semble réunir deux avantages. Au plan purément terminologique, il évite l'ambiguïté du mot «landscape» et de son équivalent français «paysage», dont les définitions habituelles, dans les dictionnaires, soulignent bien qu'il s'agit d'espaces tels qu'ils sont perçus par un observateur depuis un point particulier et avec sa sensibilité propre. En revanche, au plan conceptuel, en évoquant la nature écologique — c'est-à-dire spatiale, temporelle et relationnelle — des assemblages d'écosystèmes, le terme d'*écocomplexe* désigne ceux-ci exclusivement en tant qu'objets d'une analyse systémique. Celle-ci ne prend pas en compte les multiples perceptions que peuvent avoir d'un *écocomplexe* tous ceux qui, à des titres divers s'y déplacent ou le survolent. Au plan

(1) Ce terme a été proposé dans l'ignorance du travail de CHRISTIAN (1959) qui utilise le terme «Eco-Complex» dans une perspective géomorphologique reprise par DUCRUC (1983) pour décrire la notion de «système écologique», «porteur de territoire caractérisé par une combinaison propre de la géologie, du relief, de la nature et de la forme des matériaux géologiques de surface et des plans d'eau (...)». Chaque combinaison induit une distribution ordonnée et particulière de la couverture.

conceptuel aussi, l'accent a été mis sur l'importance de la dimension historique : les écosystèmes formant un écosystème sont le fruit d'une histoire écologique commune, que l'on peut analyser à différentes échelles de temps ; le cas échéant, ils sont aussi le fruit d'une même histoire humaine, qui en a modelé les formes et la distribution, provoquant ainsi une artificialisation plus ou moins poussée.

Par ailleurs, en désignant clairement un niveau d'intégration supérieur à celui des écosystèmes, le terme d'écosystème n'a pas l'ambiguïté de la locution «système écologique», applicable à tout niveau d'intégration, de la population à la biosphère, mais malheureusement utilisé par DUCRUC (1985) pour désigner une combinaison propre à la géologie, de la géomorphologie et de la couverture végétale.

Enfin, le concept d'écosystème n'exclut pas la répétitivité spatiale de motifs structuraux faits d'assemblages particuliers («clusters») d'écosystèmes, mais il ne l'impose pas : c'est la combinaison d'une structure et d'un fonctionnement propres, issus d'une histoire particulière, qui fonde la réalité d'un écosystème.

Au total, le terme d'écosystème semble à même de désigner des objets purement naturels ou artificialisés à des degrés divers, analysables dans le cadre de ce qu'il est devenu habituel d'appeler la «Landscape ecology», mais analysables aussi en tant qu'objets perçus dans une dialectique observateur-objet qui produit peu à peu une image chargée de sens, qui est le paysage (BERDOULAY et PHIPPS, 1985).

II — TYPOLOGIE, CARACTÉRISATION STRUCTURALE ET FONCTIONNELLE DES ÉCOSYSTÈMES : QUELS INDICATEURS ÉCOLOGIQUES ?

Les écosystèmes doivent tout d'abord être définis par l'inventaire et la cartographie des écosystèmes qui les composent, en considérant ceux-ci comme des «cellules isofonctionnelles».

Comme nous l'avons vu dans le chapitre précédent, la typologie des écosystèmes terrestres a tout avantage à être établie d'après les groupements de végétaux vasculaires, qui intègrent de nombreuses caractéristiques du milieu et peuvent aussi informer sur certains aspects des zoonoses associées (OZENDA, 1986). À l'échelle qui nous préoccupe ici, il peut être très intéressant de construire la typologie sur des bases symphytosociologiques et de cartographier les sigmasociations. Ceci introduit toutefois un degré supplémentaire d'abstraction, car on regroupe sous un même nom des modes d'occupation du sol qui peuvent être fort différents, bien que correspondant à un même climax : on exprimerait alors davantage les potentialités théoriques des espaces que l'organisation actuellement observable. On peut cependant concevoir des cartes combinant ces deux types d'information, dans l'esprit de la carte de la France au 1/200.000.

En ce qui concerne les eaux courantes, en dehors de la typologie longitudinale classique, il existe d'intéressantes possibilités basées sur la notion d'ensemble fonctionnel (AMOROS *et al.*, 1982), qui prend en compte la relation que les cours d'eau entretiennent latéralement avec leur vallée et en profondeur avec les écoulements souterrains. Dans le cas du Haut-Rhône français, une typologie très fine a été ainsi établie, qui a débouché sur une cartographie détaillée de l'écosystème qui forment les diverses parties de l'hydrosystème et les milieux aériens voisins (ROUX, 1982). En outre les évolutions possibles des différents ensembles fonctionnels ont été définies, de sorte que la carte peut indiquer les transformations spontanées de l'hydrosystème. Des typologies analogues pourraient vraisemblablement être établies

pour les systèmes d'eau stagnante.

Ainsi conçue, l'approche typologique ne conduit qu'à une description de «l'anatomie» des écosystèmes qui, au mieux, indique les évolutions possibles de leurs composantes. Il n'y a que peu d'informations fonctionnelles sur les interactions entre cellules (ROUX, 1982), ni même d'informations structurales synthétiques. À ce stade, l'usage d'indicateurs écologiques ou de descripteurs de fonctionnement n'aura concerné que la définition des cellules, non les écosystèmes en tant que tels. Dans une perspective d'évaluation de ceux-ci et de suivi de leurs transformations, il serait particulièrement intéressant de disposer d'indicateurs de diversité. Ce concept, bien qu'assez évocateur — la diversité d'un paysage, par exemple — n'est pas simple et a donné lieu à diverses définitions. On trouvera dans BRUNEL et CANCELA DA FONSECA (1979) une analyse de quelques aspects de ce problème.

Avant même de s'interroger sur la possibilité d'apprécier la diversité d'un écosystème à l'aide d'indicateurs écologiques, il convient de définir ce que peut être cette diversité et comment on pourrait la mesurer. BAUDRY et BAUDRY-BUREL (1982, 1985) ont fait des propositions très constructives pour définir et mesurer la diversité spatiale. Ce concept exprime à la fois la variété des unités écologiques occupant un territoire et leur répartition relative : intuitivement, on conçoit qu'un écosystème formé d'unités de nature très variée et assez morcelées paraîsse plus diversifié qu'un autre fait de l'aposition d'un petit nombre d'unités de grande étendue. BAUDRY et BAUDRY-BUREL (1982) transposent à cette échelle la formule classique de Shannon pour obtenir un indice calculé à partir de données obtenues selon la procédure suivante. Sur une carte des cellules isofonctionnelles, on place un réseau de transects perpendiculaires sur lesquels sont répartis à intervalles réguliers des points d'observation. En chaque point on note le type de la cellule rencontrée, a, b, ..., i, j, ..., n. On obtient ainsi des couples d'observations successives i, j, chaque couple ayant une fréquence particulière p(i, j) dans l'ensemble des couples d'observations obtenus. La diversité spatiale Ic, appelée également complexité par BAUDRY et BAUDRY-BUREL (1982), est alors définie par la formule :

$$I_c = - \sum_{i,j} p(i, j) \log_a p(i, j)$$

la base a des logarithmes pouvant être choisie égale à 2, à e ou à 10.

Cette méthode ne manque pas d'intérêt : on en voit bien l'utilité pour suivre l'évolution de l'organisation d'un écosystème, par exemple sous l'effet d'un remembrement. Elle implique évidemment une grille de transects et un écart entre observations bien adaptés aux dimensions et à la distribution des cellules isofonctionnelles. L'obligation de passer par une cartographie précise rend cependant la méthode assez lourde.

Il est alors intéressant de rechercher des indicateurs écologiques intégrant certaines caractéristiques structurales et n'exigeant pas un travail de terrain trop considérable. Les Oiseaux ont la réputation d'offrir de telles possibilités (voir par exemple SVENSSON, 1970 ; ERDELEN, 1982 ; SPITZ, 1983). Il n'est cependant pas impossible que cette réputation soit quelque peu surfaite, si l'on veut bien admettre que la bioévaluation a besoin d'autre chose que d'indicateurs d'évidence. Comme le souligne BLONDEL (1981), l'ornithologie, comme n'importe quel naturaliste, peut toujours «trier de son sac toute une panoplie de bio-indicateurs», car «tout animal est par lui-même l'indicateur biologique de quelque chose».

Une possibilité de bioindication intéressante s'appuie sur

le fait qu'il existe une relation entre la structure des communautés d'Oiseaux et celle de la végétation (voir par exemple BLONDEL *et al.*, 1973 ; WILSON, 1974 ; ROTH, 1976 ; BLONDEL, 1979). Assez récemment, ERDELEN (1984) a montré qu'on avait peut-être trop facilement relié la diversité des peuplements d'Oiseaux à celle de la structure végétale et qu'il vaut mieux s'appuyer sur la nette relation qui existe entre deux paramètres plus simples, la richesse spécifique de l'avifaune et le nombre de strates végétales. C'est ce qu'illustrait déjà l'étude de LEBRETON (1979) dans les Dombes. Cette relation, cependant, ne vaut que lorsque l'on compare des biotopes analysés séparément. Le problème reste de relier les descripteurs de l'avifaune à des caractéristiques globales de l'éco-complexe, comme par exemple sa diversité spatiale ou son degré d'ouverture.

L'étude de BOURNAUD (1979) sur l'avifaune de nombreux étangs a montré que la richesse en espèces nicheuses synthétise de nombreuses caractéristiques physiologiques de l'espace, en particulier la complexité structurale de l'espace étang et de l'environnement terrestre qui lui est associé. Un travail fort intéressant a été accompli dans un esprit voisin par CLAVREUL (1984). Cet auteur a analysé les peuplements d'Oiseaux en région de grande culture, mais en considérant différents « paysages » illustrant un gradient de transformation de l'espace depuis la forêt jusqu'à des zones totalement cultivées. CLAVREUL a défini deux indices pour caractériser la structure de l'espace : un indice d'ouverture et un indice de morcellement, obtenus à partir d'un quadrillage de vide de maille de 1 ha. Le premier indice est le pourcentage de carrés vides de tout fragment de forêt, de haie, de bosquet ou de buisson, le second le pourcentage de carrés traversés par une lisière séparant un milieu herbacé d'un milieu avec ligneux présents. Le tableau XVI présente les résultats obtenus, qui montrent que la richesse de l'avifaune nicheuse varie fortement en fonction de la structure spatiale. L'ensemble des données recueillies a conduit l'auteur à conclure que les Oiseaux nicheurs pourraient constituer de bons indicateurs du degré d'ouverture d'un paysage rural. CLAVREUL (1984) a étudié en parallèle les peuplements de Coléoptères Carabiques et montré qu'ils pourraient jouer le même rôle, mais ceux-ci demandent évidemment davantage de travail. Cette étude montre aussi toute l'importance des interfaces dans la structure et le fonctionnement d'un éco-complexe et,

par voie de conséquence, leur rôle dans le déterminisme de la structure des peuplements animaux. A propos des Oiseaux, CLAVREUL (1984) confirme en cela les observations de FROCHOT (1979). De ce fait, les indications fournies par les animaux sur le degré de morcellement d'un éco-complexe ou sur sa diversité spatiale risquent d'être biaisées. En effet les indices structuraux définis par BAUDRY et BAUDRY-BUREL (1982) comme par CLAVREUL (1984) ne considèrent pas les interfaces comme intervenant dans le déterminisme de la richesse et de l'abondance des peuplements animaux. En réalité, selon la nature des interfaces, leur influence peut être plus ou moins grande. Outre la typologie des cellules isofonctionnelles, il faudrait donc développer une typologie des interfaces permettant d'incorporer celles-ci en tant qu'entités écologiques dans l'analyse structurale et la cartographie des éco-complexes (BLANDIN et LAMOTTE, 1985).

Un dernier aspect de la caractérisation des éco-complexes est la prise en compte de l'artificialisation plus ou moins poussée qu'y introduisent les activités humaines. LONG (1974) puis GEHU et GEHU (1981b) ont proposé des échelles d'artificialisation ou, inversement de « naturalité », qui, par le classement des cellules isofonctionnelles, peuvent déboucher sur des cartographies. Ici encore, la démarche implique une délimitation précise des cellules en fonction de leur degré de transformation. On peut donc chercher à obtenir des informations plus synthétiques à l'aide d'indicateurs écologiques. Le travail de MARCHETTI et GALNER (1976) et BLONDEL (1981) montre par exemple qu'une relation assez précise existe entre la structure d'abondance de peuplements d'Oiseaux et le degré d'urbanisation : on passe progressivement de distributions de type log-normal quand l'urbanisation est nulle ou faible à des distributions de type MOTOMURA quand le degré d'urbanisation est très élevé. Il reste à savoir si la structure d'abondance peut, dans la pratique, servir d'indicateur écologique du degré d'urbanisation, c'est-à-dire s'il est plus avantageux de faire appel au travail d'un ornithologue que de procéder par exemple à l'analyse de photographies aériennes.

On le voit, l'utilisation d'indicateurs écologiques à l'échelle des éco-complexes en est à ses premiers balbutiements, faite à la fois de fondements théoriques assurés et d'un objectif

TABLEAU XVI

Principales caractéristiques de quelques paysages et richesse spécifique de leurs peuplements d'oiseaux nicheurs.
D'après CLAVREUL (1984), modifié.

	Forêt	Clairière cultivée	Vergers	Paysage cultivé semi-ouvert	Paysage cultivé très ouvert	Plateau cultivé
Surface de l'échantillon (ha)	10	43	8,7	75	70	10
Indice d'ouverture	0	3,8	0	18,8	88,9	100
Indice de morcellement	0	77,4	100	27,5	4	0
Richesse spécifique	43	51	42	53	37	6

bien déterminé. Le concept de paysage encore sous-jacent à la plupart des études ne recouvrant pas des objets clairement définis, on a en effet du mal à cerner les caractéristiques qui seraient les plus utiles à mettre en évidence pour un diagnostic, que celui-ci soit à objectif purement typologique ou qu'il vise à déceler une dynamique et des potentialités : l'absence d'une problématique précise empêche de rechercher des outils adaptés.

III — LA CARTOGRAPHIE DE LA POLLUTION DU COMPARTIMENT ATMOSPHÉRIQUE A L'AIDE D'INDICATEURS ÉCOLOGIQUES

Les zones fortement urbanisées soumettent les territoires environnants à une pollution gazeuse ou particulière de l'atmosphère qui peut être détectée, comme on l'a vu dans le chapitre 2, par des phytomètres, par des bioessais utilisant certains animaux (LEBRUN, 1976; ANDRÉ *et al.*, 1982), ou encore à l'aide de Lichens transplantés (SOCHING et JOHNSEN, 1978; SEAWARD, 1980; DERUELLE, 1983). Il peut être plus avantageux d'utiliser des bioaccumulateurs naturellement en place, comme l'a fait ASTA (1981) pour cartographier la pollution fluorée à l'aide de Lichens. FEIGE (1982) préconise l'utilisation, chez ces organismes, de la vitesse de croissance et de la fertilité pour évaluer la pollution atmosphérique : il s'agit de méthodes délicates et prenant des difficultés à appliquer en routine.

C'est l'analyse des peuplements naturels de Bryophytes et surtout de Lichens qui peut permettre l'étude la plus pratique du degré et de l'extension de la pollution dans des écosystèmes urbanisés de grande dimension. De très nombreux travaux ont été ainsi consacrés à la pollution acide. On trouvera des listes bibliographiques dans la publication de DERUELLE (1978) dans le *Bulletin d'Écologie*, puis dans sa thèse (DERUELLE, 1983), qui réunit plus de 300 références. Signalons en outre que des listes annuelles de travaux sur les rapports entre les Lichens et la pollution atmosphérique ont été publiées à partir de 1974 dans la revue *Lichenologist*.

Parmi les travaux qui jalonnent l'histoire de ces recherches, notamment les mises au point, on peut citer, à l'étranger, ceux de DE SLOOVER (1964), HAWKSWORTH et ROSE (1970), LEBLANC et DE SLOOVER (1970), ROSE (1970), DE SLOOVER (1971), STEUBING (1971) et LAMBINON (1973), et, en France, ceux de DELZENNE-VAN HALUWYN (1973, 1978), DERUELLE (1978, 1981, 1983), LEROND et VAN HALUWYN (1973, 1978), DERUELLE (1978, 1981, 1983), LEROND et VAN HALUWYN (1981) et LEROND (1984).

La pollution atmosphérique a été ainsi caractérisée et le cas échéant cartographiée dans des zones urbanisées de nombreux pays, parmi lesquels, depuis les recensements de HAWKSWORTH (1973) et de LAUNDON (1973) : la Pologne (ZIMNY et KUCINSKA, 1974; OLECH et DUDEK, 1981); la République Fédérale Allemande (GUTTE *et al.*, 1976; HOPP et KAKPPEN, 1981; STEUBING et KIRSCHBAUM, 1982); le Japon (SUGIYAMA *et al.*, 1976); l'Australie (ROGERS, 1977); le Brésil (TROPPEMEIR, 1977); l'Espagne (RODA, 1979); la Jamaïque (DIXON et KELLY, 1979); les U.S.A. (JOHNSON, 1979); la Yougoslavie (BARBALIC, 1979); le Costa Rica (MÉNDEZ et FOURNIER, 1980); Hong Kong (THROWER, 1980); le Portugal (SERGIO et BENTO-FEIREIRA, 1980-81; JONES *et al.*, 1981). En France, des études analogues ont été réalisées dans la zone de toulouse (VINCENT, 1968), dans le Nord (DELZENNE-VAN HALUWYN, 1973), la zone de Fos-sur-Mer (RIEUX, 1977), la Normandie (LEROND, 1978, 1979, 1980, 1981), l'agglomération parisienne (DERUELLE, 1983).

Au plan méthodologique, deux grandes orientations peuvent être distinguées. L'une s'appuie sur la définition d'un indice de pureté atmosphérique ou I.P.A., selon la méthode préconisée par DE SLOOVER (1964) et proposée sous sa forme définitive par LEBLANC et DE SLOOVER (1970). L'autre emploie des échelles de pollution dont les degrés sont définis par la présence ou l'absence de certaines espèces de Lichens épiphytes sur les troncs d'arbres isolés, méthode qui a été proposée la première fois par HAWKSWORTH et ROSE (1970).

Pour chaque station étudiée, l'I.P.A. est calculé selon la formule suivante :

$$I.P.A. = \frac{1}{10} \sum_{i=1}^n Q_i \times f_i$$

n représente le nombre d'espèces inventoriées

Chaque espèce i est caractérisée par son indice écologique Q_i et par son coefficient de recouvrement et de fréquence f_i . L'indice écologique est la moyenne du nombre d'espèces accompagnant l'espèce i dans les stations où i est présente parmi toutes les stations prospectées dans l'écosystème. Le coefficient f_i varie de 1 à 5 selon la définition suivante (DERUELLE, 1983) :

- 5 — espèce observée sur plus de la moitié des arbres et à recouvrement supérieur à 50 % sur la plupart d'entre eux ;
- 4 — espèce observée sur plus de la moitié des arbres ou à recouvrement supérieur à 50 % sur quelques arbres ;
- 3 — espèce observée sur moins de la moitié des arbres ;
- 2 — espèce observée sur un arbre ou à recouvrement inférieur à 5 % ;
- 1 — espèce observée sur un arbre et à recouvrement inférieur à 5 %.

Dans chaque station, une dizaine d'arbres isolés, si possible assez gros (diamètre de 0,4 m à 1,0 m à 1,5 m au dessus du sol), sont prospectés. Ils doivent être choisis avec un tronc vertical, afin d'éviter les modifications microclimatiques que crée l'inclinaison. Tous les Lichens présents sur les troncs sont notés et chaque espèce affectée de son coefficient. Les indices écologiques Q sont évidemment calculés une fois toutes les stations prévues étudiées.

INCENT (1968) avait pour sa part proposé un indice de pollution construit de façon voisine :

$$I_p = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n I_i \times A_i \times f_i$$

où l'on a :

- n : nombre d'espèces
- I_i : indice écologique de l'espèce i ;
- A_i : abondance de l'espèce i ;
- f_i : fréquence de l'espèce i .

L'indice écologique n'a toutefois pas le même sens que dans l'I.P.A. : il est attribué, selon une échelle arbitraire de 1 à 10, en fonction de la résistance des espèces à la pollution atmosphérique.

Au contraire des précédentes, les méthodes du type de celles de HAWKSWORTH et ROSE (1970) n'utilisent pas des données relatives à la totalité de la flore lichénique. Elles tiennent compte seulement de certaines espèces dont le niveau de tolérance à la pollution atmosphérique a été préalablement déterminé. Le tableau XVII présente une échelle

établie selon ce principe ; elle a été adaptée de celle de HAWKSWORTH et ROSE pour la Normandie (LEROND, 1981). En effet, les échelles doivent être conçues en fonction de la flore locale, ce qui peut en limiter l'intérêt. En outre, il peut être dangereux de considérer les espèces seulement en elles-mêmes, alors que certains facteurs écologiques peuvent en limiter l'extension davantage encore que la pollution atmosphérique.

Ces raisons ont conduit DELZENNE-VAN HALUWYN (1978) à proposer de travailler avec les associations d'espèces, au sens phytosociologique du terme. A titre d'exemple, le

tableau XVIII présente l'échelle établie par LEROND (1981) dans cet esprit. Elle comporte un peu moins de classes que l'échelle basée sur les espèces, mais elle reste néanmoins convenablement discriminante. Il reste à en démontrer les avantages pratiques, car les groupements étant déterminés à l'aide d'espèces caractéristiques, il faut de toute façon savoir reconnaître ces espèces sur le terrain. Celles-ci sont toutefois au nombre de 24 seulement dans l'échelle de LEROND, alors que l'échelle de type HAWKSWORTH et ROSE exige de savoir en reconnaître une cinquantaine au moins. Si la méthode des groupements peut être pratiquée par des non-spécialistes qui auront eu à apprendre seulement un petit

TABLEAU XVII

Echelle de corrélation lichens-pollution adaptée par LEROND (1981) pour la Normandie à partir de l'échelle de HAWKSWORTH et ROSE (1970) établie en Grande-Bretagne

Il est nécessaire de distinguer les écorces à tendance acide (non eutrophes) des écorces basiques. Ces dernières tendent à neutraliser l'effet du SO₂, ce qui se répercute sur la flore lichénique

Zones	Teneur de SO en $\mu\text{g}/\text{m}^3$ d'air	Ecorces non eutrophes <i>Fagus - Fraxinus - Malus - Populus - Quercus - Salix</i> Conifères	Ecorces eutrophes <i>Acer - Tilia - Ulmus</i>
0	> 170	épiphytes absents	épiphytes absents
1	~ 170	épiphytes absents	<i>Pleurococcus viridis</i>
2	~ 150	<i>Pleurococcus viridis</i>	<i>Lecanora conizaeoides</i>
3	~ 125	<i>Lecanora conizaeoides</i> <i>Lepraria incana</i>	<i>Buelia punctata</i> <i>Diploicia canescens</i> <i>Lecanora expallens</i>
4	~ 70	<i>Parmelia sulcata</i>	<i>Lecidella elaeochroma</i> <i>Xanthoria parietina</i>
5	~ 60	<i>Evernia prunastri</i> <i>Lecanora chlorotera</i> <i>Hypogymnia physodes</i> <i>Phycitis argena</i>	<i>Opegrapha atra</i> <i>Parmelia acetabulum</i> <i>Physcia adscendens</i>
6	~ 50	<i>Chrysotrix candelaris</i> <i>Enterographa crassa</i> <i>Parmelia glabrata</i> <i>Parmelia subaurifera</i> <i>Parmelia subrudecta</i> <i>Pertusaria albescent</i> <i>Pertusaria alb. corallina</i> <i>Pertusaria amara</i>	<i>Graphis scripta</i> <i>Phaeophyscia orbicularis</i> <i>Physcia tenella</i> <i>Physconia pulverulacea</i> <i>Ramalina fastigiata</i>
7	~ 40	<i>Parmelia caperata</i> <i>Parmelia revoluta</i> <i>Pertusaria hymenea</i> <i>Pertusaria pertusa</i> <i>Pyrenula nitida</i> <i>Pyrenula nitidella</i> <i>Ramalina farinacea</i> <i>Ramalina fastigiata</i>	<i>Anaptychia ciliaris</i> <i>Physcia aipolia</i> <i>Romalina pollinaria</i>
8	~ 35	<i>Normandina pulchella</i> <i>Parmelia perlata</i> <i>Ramalina pollinaria</i> <i>Usnea ceratina</i> <i>Usnea florida</i>	<i>Physcia semipinnata</i> <i>Ramalina fraxinea</i>
9	~ 30	<i>Lobaria pulmonaria</i>	espèces absentes de la région étudiée
10	air pur	espèces absentes de la région étudiée	

nombre d'espèces faciles, elle représenterait alors un avantage considérable, l'autre type d'échelle restant réservée à de rares spécialistes rompus à la systématique des Lichens.

TABLEAU XVIII

*Échelle de corrélation groupements lichéniques-pollution
proposée pour la Normandie par LEROND (1981)*

Zones de l'échelle des espèces	Zones de l'échelle des espèces	Teneur de SO ₂ en µg/m ³ d'air	Groupements et espèces
0	Néant		
1	A	~ 170	Groupement à — <i>Pleurococcus viridis</i>
2	B	~ 150	Groupement à — <i>Pleurococcus viridis</i> — <i>Lecanora conizaeoides</i>
3	C	~ 125	Groupement à — <i>Pleurococcus viridis</i> — <i>Lecanora conizaeoides</i> — <i>Lecanora exallenses</i>
4	D	~ 70	Classe des « <i>Epiphytaria</i> » avec : — <i>Buellia punctata</i> — <i>Diploticia canescens</i> — <i>Lecanora conizaeoides</i> — <i>Lecanora exallenses</i> — <i>Lecidella elaeochroma</i> — <i>Lepraria incana</i> — <i>Parmelia sulcata</i> — <i>Pleurococcus viridis</i>
5-6	E	~ 60	Ordres des <i>Physcietales</i> : — <i>Physcia adscondens</i> — <i>Physcia tenella</i> — <i>Xanthoria parietina</i> ou des <i>Parmelietalia</i> : — <i>Hypogymnia physodes</i>
6 en partie, 7	F	~ 40	Alliances du <i>Xanthorion</i> : — <i>Parmelia acetabulum</i> — <i>Phaeophyscia orbicularis</i> — <i>Physcomia grisea</i> — <i>Ramalina fastigiata</i> ou du <i>Parmelion</i> : — <i>Parmelia caperata</i> — <i>Parmelia subrudecta</i> — <i>Ramalina farinacea</i>
8-9-10	G	~ 40	Associations : — <i>Physcietum elaeinae</i> — <i>Physcietum ascendens</i> — <i>Parmelietum acetabulae</i> — <i>Anaptychia ciliaris</i> — <i>Physcia alpeha</i> — <i>Ramalina fraxinea</i> <i>Parmelietum coperato-revolutae</i> — <i>Parmelia perlata</i> — <i>Parmelia revoluta</i>

D'ores et déjà, ces diverses méthodes, surtout celle de l'I.P.A., ont permis l'établissement de nombreuses cartes faisant apparaître les gradients de pollution affectant des écosystèmes urbanisés. DERUELLE (1983) a montré que

l'I.P.A. et la méthode de HAWKSWORTH et ROSE ont des possibilités à peu près comparables, ce qui plaide en faveur de la seconde, plus simple.

Jusqu'à présent, les données obtenues ont été surtout statiques, fournissant un état de la pollution à un certain moment. On peut imaginer que des cartographies établies régulièrement permettront de suivre facilement des aggravations, mais le problème se pose du repérage d'une amélioration de la qualité de l'air. On sait que celle-ci est suivie par des processus de recolonisation, ce qu'ont observé divers chercheurs, parmi lesquels ROSE et HAWKSWORTH (1981), ou encore SHOWMAN (1981). Il faudrait savoir si le phénomène est suffisamment rapide. Sinon, on peut craindre que des observations faites à des dates trop rapprochées ne donnent des indications erronées, en ne traduisant pas assez vite des améliorations réelles.

Les cartes obtenues par les méthodes qui viennent d'être exposées font apparaître des zones séparées par des courbes d'isopollution (voir par exemple LEROND, 1984), à moins que la représentation n'utilise directement le quadrillage en fonction duquel les observations ont été distribuées dans l'espace (DERUELLE, 1983). Il ne peut donc exister qu'une concordance grossière, à petite échelle, entre les zones ainsi délimitées et la structure des écosystèmes. Une plus grande finesse ne peut évidemment être obtenue que par des prospections très serrées et, surtout par une adaptation des méthodes aux milieux boisés. Leur harmonisation avec celles utilisées actuellement, qui ne considèrent que les flores lichéniques des arbres isolés en milieu ouvert, permettrait des analyses intéressantes dont les résultats pourraient être reliés aux modalités de la circulation atmosphérique au sein des écosystèmes, modalités qui, dans le détail, dépendent de la géomorphologie et de la rugosité de la couverture végétale.

IV — ÉCHELLES DE COTATION ET BIOÉVALUATION

Au sein d'un territoire soumis à la présence humaine, les différents écosystèmes n'ont pas tous été transformés avec la même intensité, qu'il s'agisse de leur composition spécifique ou de leur étendue. En certains sites, des assemblages d'écosystèmes à degré d'artificialisation nul ou très faible peuvent, par comparaison avec le reste de l'écosystème, présenter un certain intérêt, scientifique ou esthétique, par exemple. De même, dans des écosystèmes non modifiés par l'homme, des zones peuvent être à divers titres plus intéressantes que d'autres.

Dans la perspective d'une gestion rationnelle, il se pose alors un problème d'évaluation soit d'écosystèmes considérés en eux-mêmes, soit de groupements d'écosystèmes. Cette évaluation peut notamment constituer le préalable indispensable à des choix conservatoires, en proposant une hiérarchisation des milieux en fonction de critères plus ou moins variés.

En France comme ailleurs, diverses méthodes de cotation des milieux ont été proposées et essayées ici et là. Elles peuvent être classées en deux catégories principales correspondant à des démarches différentes : certaines échelles peuvent être qualifiées «d'empirico-subjectives» alors que d'autres se veulent fondées sur des méthodes objectives.

A — LES ÉCHELLES EMPIRICO-SUBJECTIVES

L'une des premières échelles de cotation proposées en France est celle de LUCAS (1973), reprise par BRÔSSELIN

(1974) dans le *Courrier de la Nature*. Quatre critères sont retenus, donnant lieu chacun à une note chiffrée. La note globale d'un site est obtenue par totalisation de ces notes et le site est finalement classé selon une échelle à 4 niveaux (Tab. XIX).

TABLEAU XIX

Principe de la méthode de LUCAS (1973) pour la cotation des milieux naturels

CRITÈRES	NOTES	COTATION DES MILIEUX	
		Total des notes	niveau
Esthétique : E	sans intérêt	0	0
Géologique : G	intéressant	1 à 3	1
Botanique : B	très intéressant	4 à 9	2
Zoologie : Z	exceptionnel	plus de 9	3

Il est intéressant, à titre documentaire, de reproduire à peu près *in extenso* les commentaires de BROSELIN (1974) expliquant l'échelle de LUCAS. Ils en illustrent bien le caractère à la fois empirique et subjectif :

Cotation des critères esthétiques

« Sans intérêt : E 0 — Espace sans relief marqué, où les eaux et les rochers n'ont aucun attrait particulier ».

« Intéressant : E 1 — Espace agréable à contempler soit pour son relief soit pour l'attrait de ses eaux, de ses rochers ou de sa végétation. On y trouvera la plupart des rivages, des vallées, des crêtes rocheuses, des rivières. On pourra aussi y trouver de très beaux sites ayant été dégradés ».

« Très intéressant : E 4 — Espace beau. On parle d'un « site », on se déplace pour l'admirer. En général, a déjà été inventorié par les Affaires culturelles comme site classé. De tels sites font le renom touristique de certaines régions ».

« Exceptionnel : E 9 — Espace splendide. On reçoit à sa vue un choc esthétique. On parle de monument naturel. Sa renommée est mondiale ».

Cotation des critères géologiques

« Sans intérêt : G 0 — Aucun intérêt géologique particulier ».

« Intéressant : G 1 — L'intérêt peut provenir d'une formation géomorphologique, d'une coupe géologique naturelle, d'une roche ou d'un minéral peu commun, de fossiles ».

« Très intéressant : G 4 — Dans l'énumération précédente, l'un des éléments est très rare, on montre une grande abondance inhabituelle ».

« Exceptionnel : G 9 — Dans l'énumération précédente,

l'un des éléments est unique et irremplaçable. Sa disparition serait une perte pour la Science ».

Cotation des critères botaniques

« On suivra les mêmes principes qu'en géologie, en considérant soit une espèce (ou une sous-espèce) particulière, soit un groupement végétal (biocénose végétale) ».

« Sans intérêt : B 0 — Aucune espèce intéressante, couverture végétale banale ».

« Intéressant : B 1 — formation végétale intéressante : par exemple présaï, forêt, flore aquatique, etc. »

« Très intéressant : B 4 — formation végétale intéressante comportant des espèces rares (endémiques par exemple) ou qui se trouvent aux limites de leur aire d'extension, ou formation végétale qui représente les reliques d'une végétation ancienne. On pourra par exemple y intégrer certains jardins âgés comportant par exemple de vieux arbres acclimatés dans la région ».

« Exceptionnel : B 9 — formation végétale comportant une espèce unique au monde, ou un ensemble de sous-espèces très particulières ou une richesse de composition exceptionnelle pour la région considérée ».

Cotation des critères zoologiques

« Étant donnée la mobilité des animaux, nous retiendrons surtout les espèces liées à un biotope, et pour celles qui se déplacent, leurs lieux de rassemblement pour la reproduction et pour l'hivernage. Il faut noter que les fluctuations de la faune sont bien plus brutales que celles de la flore ».

« Sans intérêt : Z 0 — aucun intérêt particulier ».

« Intéressant : Z 1 — Ensemble d'espèces liées à un biotope et présentant des caractéristiques précises en relation avec le milieu : par exemple faune psammophile, faune aquatique des marais, faune sylvatique, faune des talus, etc. ».

« Très intéressant : Z 4 — La faune, liée à un milieu, comporte des espèces rares (aire restreinte, limites d'aïres, relique d'une faune disparue) ou des sous-espèces endémiques ».

« Exceptionnel : Z 9 — La faune comporte des espèces menacées d'extinction, qui se reproduisent ou dépendent du territoire considéré ; leur protection constitue un devoir international (...). La zone constitue une zone de rassemblement migratoire capitale sur le plan international ».

A ces différents critères initialement proposés par LUCAS, BROSELIN (1974) en ajoute deux concernant les potentialités naturelles et les potentialités éducatives :

Cotation des potentialités naturelles

« Aucune possibilité P 0 — Quoi qu'on fasse, il sera impossible d'obtenir une amélioration suffisante pour que la zone considérée monte de classe sur le plan zoologique ou sur le plan botanique ».

« Potentialité intéressante P 1 — La zone peut gagner un échelon après aménagement approprié ou accroître un peu sa valeur pour les espèces présentes ».

« Potentialité très intéressante P 4 — La zone peut gagner deux échelons ou accroître largement sa valeur pour la faune

ou la flore sauvage déjà présentes sans changer d'échelon».

«Potentialité exceptionnelle P 9 — La zone peut gagner trois échelons ou accéder à un niveau exceptionnel sur le plan zoologique (en particulier par réimplantation) ou accroître de façon exceptionnelle sa valeur pour la faune et la flore déjà présente».

Cotation des potentialités éducatives (Critère F Formation du public)

«Aucune possibilité F 0 — Le milieu est trop restreint, trop fragile, sa capacité d'accueil est limitée tout au plus au jardin et aux scientifiques spécialisés dans son étude».

«Potentialité intéressante F 1 — Le territoire peut recevoir des groupes de visiteurs accompagnés d'un guide, au moins une partie de l'année. Un petit aménagement (sentiers par exemple) est possible si nécessaire».

«Potentialité très intéressante F 4 — Le territoire peut recevoir un public nombreux, au besoin limité dans l'espace des aménagements sans perturbateurs, points d'observation et autres installations fixes qui permettent de se dispenser le cas échéant d'encadrement humain direct. La période de visite intéressante dure au moins quatre mois».

«Potentialité exceptionnelle F 9 — Par sa situation géographique, la zone est susceptible de drainer un grand nombre de visiteurs (de 200 000 à 400 000 visiteurs par an) accueillis au besoin avec quelques aménagements (possibilités d'implantation d'un centre d'accueil du type «visitor center» américain dans la zone ou en périphérie de celle-ci sans problèmes)».

On pourrait se livrer à une analyse critique en règle de ce texte qui ne manque pas de définitions du type «est intéressant ce qui est sans intérêt et exceptionnel ce qui est exceptionnel» : elles traduisent de façon caricaturale la subjectivité des appréciations. En revanche, on sent que tout ceci s'appuie sur une riche expérience pratique, qui fait que les propositions émises ne manquent pas d'intérêt, en dépit d'un certain flou conceptuel, par exemple sur la notion de liaison entre la faune et son milieu (voir par exemple le critère Z 1). DUVAL (1981) fait assez justement remarquer que l'échelle de LUCAS appose des critères botaniques et zoologiques, sans prendre en compte «la valeur globale du site due à la complexité et diversité des relations biologiques existant entre tous les individus cohabitant dans le milieu (...)». Cet auteur propose donc d'utiliser en outre un critère «valeur écosystémique» du milieu, dénommé M, qui «prend en compte non plus une ou plusieurs espèces dignes d'intérêt mais la qualité et la quantité de l'ensemble des individus présents et de relations qu'ils s'imposent réciproquement». La cotation proposée pour ce critère est la suivante :

«Sans intérêt M 0 : milieu peu diversifié du point de vue botanique et zoologique ; milieu semi-naturel, dont la structure et la composition sont particulièrement liées à l'activité humaine : sylviculture, marais artificiellement entretenus».

«Intérêt M 1 : milieu assez diversifié du point de vue végétal et zoologique et dont la taille est suffisante pour être qualifié de milieu homogène».

La structure de la phytocénose est :

- climacique
- proclimacique
- paraclimacique

«Grand intérêt M 4 : milieu très diversifié du point de vue végétal et zoologique ; la structure et la composition sont climaciques, la superficie est suffisante pour que le site soit qualifié de milieu homogène».

ou
milieu dont la sauvegarde présente un intérêt indéniable pour l'équilibre régional ou national (...)
ou
milieu de classe précédente présentant une superficie largement supérieure à la moyenne».

«Exceptionnel M 9 : milieu exceptionnellement riche et diversifié (notamment de nombreuses classes animales sont habituellement présentes)

ou
milieu dont la sauvegarde est indispensable pour l'équilibre naturel international
ou
milieu de la classe précédente présentant une superficie largement supérieure à la moyenne».

Si l'idée et en soit intéressante — prendre en compte ce qui serait une sorte de «qualité» structurale et fonctionnelle des écosystèmes — on voit combien sa mise en œuvre souffre d'un manque de bases conceptuelles assurées. Sans entrer dans une critique d'assertions hasardeuses (par exemple, un milieu, pour être qualifié d'homogène, doit être suffisamment grand...), il faut bien reconnaître que l'on ne sait pas comment exprimer cette «qualité» qui dépend à la fois de la richesse spécifique, de l'étendue du milieu et de son rôle dans l'équilibre naturel régional, national ou international.

Indépendamment du problème de la solidité de leurs fondements rationnels, ces méthodes appellent deux critiques majeures. La première porte sur les critères retenus pour la cotation : les uns sont relatifs aux composantes naturelles-géologiques, zoologiques, botaniques, «écosystémiques» — des sites, les autres à la perception et à l'utilisation que l'on peut en avoir. Le critère esthétique est tout particulièrement difficile à manier, comme l'a bien senti BOURNERIAS (1981), sans toutefois pouvoir s'en libérer totalement. Il est certain que si l'on procède à des évaluations en terme de qualité des paysages, il est difficile de démembrer critères intrinsèques et critères de perception, ce qui ne facilite pas l'expression et la justification des résultats auprès des utilisateurs (voir TIPS, 1984 par exemple). Au plan purement technique, la cotation finale résultant de l'addition de notes correspondant à des critères de deux catégories, mais dont les nombres varient selon les auteurs (E d'une part, G, B et Z de l'autre pour LUCAS ; E et F d'une part, G, B, Z et P pour BROSSELIN par exemple), on voit mal ce que peut signifier la note finale.

De ce point de vue, la démarche de TOMBAL et MÉRIAUX (1981), tout en conservant le même type d'échelle de cotation, représente un progrès indéniable. En effet elle distingue ce que les auteurs appellent la «valeur naturelle intrinsèque» des sites, définie à partir de critères botaniques, zoologiques et géologiques et de critères de superficie, et leur «valeur naturelle relative», qui prend en compte le nombre d'habitant de la zone d'influence de sites, ou encore la pression industrielle (voisinage de sources polluantes), ou enfin la pression touristique. Les critères de valeur intrinsèque donnent lieu à une notation de type 0, 1, 4, 9, et la valeur naturelle relative est exprimée par un facteur multiplicatif appliqué au total des notes obtenues (tableau XX). L'évaluation définitive tient compte enfin des possibilités d'amélioration des sites et de leur capacité d'accueil éducatif, de même que le proposent BROSSELIN (1974) et BOURNERIAS (1981), lequel ajoute à l'échelle de LUCAS un critère «pédagogique».

Ces diverses méthodes sont conçues pour évaluer chaque écosystème pour lui-même, alors que l'idéal serait de le faire en tenant compte de l'écosystème dont il fait partie, ou même d'évaluer globalement celui-ci. Cette nécessité a été clairement ressentie par TOMBAL et MÉRIAUX qui écrivent :

«Cependant, il est important de comptabiliser, en les additionnant, les écosystèmes naturels contigus formant des

TABLEAU XX

Méthode de cotation et de hiérarchisation des sites de TOMBAL
et MÉRILUX (1981)

Cotation des critères botanique, zoologique et géologique

- 0 Espèce ou communauté ou élément géologique sans intérêt particulier
- 1 Espèce ou communauté typée ou élément typé, mais non rare
- 4 Espèce ou communauté ou élément rare
- 9 Espèce ou communauté ou élément quasi-irremplaçable.

Cotation du critère écosystémique (superficie, en km² d'un seul tenant)

Écosystèmes du type I	Écosystèmes du type II	Écosystèmes du type III	Note
3	0,5	0,03	0
3-20	0,5-3	0,03-0,1	1
20-100	3-10	0,1-2	4
100	10	2	9

Type I : dominante forestière

Type II : eaux stagnantes, dunes, estuaires, prairies humides, forêts hydrophiles...

Type III : landes, pelouses sèches, tourbières, eaux courantes...

Valeur naturelle intrinsèque (somme des 4 notes)

- 0 : très faible
- 1-2 : faible (niveau local)
- 3-8 : moyen (niveau régional)
- 9-14 : supérieur (niveau national)
- 15-36 : supérieur (niveau international)

Valeur naturelle relative

Facteur multiplicatif

- 3 : zone d'influence comportant plus de 2 millions d'habitants ou zone de forte pression industrielle ou touristique.
- 2 : zone d'influence comportant plus d'un million d'habitants ou zone de moyenne pression industrielle ou touristique
- 1 : zone d'influence comportant moins d'un million d'habitants ou zone de faible pression industrielle ou touristique

synécosystèmes d'un seul tenant : les caractères physico-chimiques montrent souvent une solidarité obligatoire entre les écosystèmes contigus ; des espèces et communautés végétales sont souvent liées aux contacts ; des espèces animales de grande taille et farouches par rapport à l'homme sont souvent inféodées à plusieurs systèmes contigus. Il y a donc un intérêt fondamental à regrouper les écosystèmes et les sites élémentaires en sites étendus ou mégasites d'un seul tenant. Dans ces conditions, ces mégasites naturels peuvent être évalués en intégrant les critères des sites élémentaires (botanique, zoologique, écosystémique et géologique), sans dépasser les cotes respectives 0, 1, 4, 9. En particulier, la valeur écosystémique, essentiellement quantitative, doit être obtenue en intégrant les cotes des écosystèmes contigus, sans cependant dépasser les niveaux 0, 1, 4, 9.

Si le problème est parfaitement posé, la méthode par sommation des cotes reste fort discutable, en ce sens qu'elle procède par simple apposition des données, sans exprimer ce qui fait le caractère intégré des écosystèmes, notamment le rôle que peuvent y jouer certaines interfaces vis-à-vis de la richesse spécifique et de la stabilité de l'ensemble.

La seconde critique majeure qui doit être faite à toutes les méthodes analogues à celle de LUCAS porte justement sur

leur caractère pseudo-numérique. Ce problème a donné lieu à de vives discussions au Colloque de Metz sur l'évaluation biologique du territoire (mars 1980). La tentation est grande en effet de bâtir des échelles chiffrées pouvant donner lieu à une codification, par exemple sur des fiches synthétiques en vue d'une informatisation des données. On peut espérer aussi impressionner des interlocuteurs non avertis par une apparence de quantification. Or, en réalité, il n'en est rien : ces échelles ne correspondent à aucune méthode métrique et l'on pourrait tout aussi bien remplacer 0, 1, 4 et 9 par 10, 10², 10³ et 10⁴ ou n'importe quoi d'autre. Il y a là un danger qu'il ne faut pas sous-estimer, même si l'on peut admettre qu'il s'agit simplement de modes d'expression conventionnels.

On comprend alors que certains chercheurs, en réaction vis-à-vis de tels systèmes de cotations empiriques à expression arbitraire des résultats, aient tenté des approches se voulant plus objectives

B — UN ESSAI D'OBJECTIVATION DE L'ÉVALUATION DES MILIEUX NATURELS : LA MÉTHODE DE GEHU ET GEHU (1981a)

A partir d'un inventaire très détaillé des prairies salées et saumâtres du littoral atlantique, GEHU et GEHU (1981a) ont proposé une méthode d'évaluation et de hiérarchisation des sites excluant toute appréciation subjective. Chaque site a été décrit du point de vue floristique et phytocécologique et les surfaces occupées par chaque groupement y ont été quantifiées ; en outre, on a noté les contacts entre phytocénoses différentes. A partir de là, un certain nombre de coefficients ont été définis de la façon suivante (GEHU et GEHU, 1981a).

1 — Les coefficients de diversité

a) Le coefficient de diversité floristique d'un site est obtenu par l'expression :

$$D_{sp} = \frac{\text{Nombre d'espèces du site}}{\text{Nombre total d'espèces halophiles du littoral atlantique français}} \times 100$$

b) Le coefficient de diversité phytocénotique d'un site est obtenu par l'expression :

$$D_{ph} = \frac{\text{Nombre de phytocénoses du site}}{\text{Nombre total de phytocénoses halophiles du littoral atlantique français}} \times 100$$

c) Le coefficient de diversité des contacts d'un site est fourni par l'expression :

$$D_c = \frac{\text{Nombre de phytocénoses en contact du site}}{\text{Nombre total de phytocénoses en contact possible}} \times 100$$

2 — Les coefficients de rareté

a) Le coefficient de rareté d'une espèce est donné par l'expression :

$$R_{sp} = \frac{\text{Nombre total de sites} - \text{Nombre de fois où l'espèce est présente}}{\text{Nombre total de sites}} \times 100$$

b) Le coefficient de rareté d'une phytocénose est donné par l'expression :

$$R_{ph} = \frac{\text{Nombre de sites} - \text{Nombre de fois où la phytocénose est présente}}{\text{Nombre total de sites}} \times 100$$

3 — Les coefficients d'originalité

a) Le coefficient d'originalité spécifique d'un site est obtenu par l'expression :

$$O_{sp} = \frac{\text{Somme des } R_{sp}}{\text{Nombre des espèces du site}}$$

b) Le coefficient d'originalité phytocénotique d'un site est obtenu par l'expression :

$$O_{ph} = \frac{\text{Somme des } R_{ph}}{\text{Nombre des phytocénoses du site}}$$

4 — Le coefficient de qualité botanique (spécifique et phytocénotique)

Le coefficient de qualité spécifique et phytocénotique d'un site synthétise les données fournies par les expressions précédentes, soit :

$$Q_b = D_{sp} + D_{ph} + 0_{sp} + 0_{ph} + \frac{1}{2} \quad (1)$$

5 — Le coefficient de valeur botanique globale

La valeur botanique globale du site sera fournie finalement par l'addition au coefficient de qualité botanique d'un coefficient de surface écosystémique (2), S e, et d'un coefficient d'endémisme, En (3):

$$VB = Q_b + S_e + E_n$$

Cette méthode, par rapport aux précédentes, présente effectivement l'avantage de passer par une réelle quantification des données, obtenues, il faut le souligner, au prix d'un travail de terrain considérable. Celui-ci ne peut être mené à bien dans des délais raisonnables que par des spécialistes de haut niveau. Toutefois la quantification n'est stricte que jusqu'au calcul du coefficient de qualité botanique Q_b. En effet, la valeur botanique globale VB prend en compte deux coefficients supplémentaires, l'un exprimant l'importance de la surface du site, mais modulé en fonction de l'état de celui-ci, l'autre tenant compte des espèces ou phytocénoses endémiques ou en limite d'aires : ces deux coefficients sont exprimés selon des échelles arbitraires.

C — DISCUSSION

Les réflexions qui ont été développées au chapitre I (voir par exemple la figure 4) montrent qu'il est nécessaire de procéder à deux évaluations distinctes : celle de la valeur intrinsèque des milieux et celle de leur valeur sociale. Comme on vient de le voir à propos de l'échelle de LUCAS et des systèmes de cotation voisins, il n'est pas souhaitable de baser l'évaluation sur une simple addition des notes obtenues par référence à divers critères naturels et sociaux appréciés. Il est au contraire indispensable de procéder d'abord à une stricte évaluation des caractéristiques intrinsèques des systèmes éco-

(1) La valeur des phytocénoses de contact n'est prise en considération que pour moitié par rapport aux phytocénoses du site lui-même.

(2) Qui est en fonction de la surface du site, par tranche de 10 points par km² et de l'état de conservation du milieu (expressions pleines si le site est en bon état, au 1/2 si le site est plus ou moins altéré, au 1/4 si le site est très altéré).

(3) Qui est en fonction du nombre d'espèces et phytocénoses endémiques françaises ou se trouvant en limite d'aire. Il n'y a pas de redondance avec la rareté, car une espèce endémique peut être assez largement répandue sur la côte française, tandis qu'une espèce très rare peut être commune sur le littoral d'autres pays. On donne 10 points par espèce ou phytocénose endémique, 5 points par espèce ou phytocénose en limite absolue ou en enclaves très isolées.

logiques, non seulement au niveau d'intégration des écosystèmes ou des cellules isofonctionnelles, mais encore à celui des écosystèmes, comme le suggèrent TOMBAL et MÉRIAUX (1981). C'est seulement dans un deuxième temps que des critères extrinsèques doivent être considérés, qui exprimeraient la valeur qu'écosystèmes et écosystèmes peuvent avoir vis-à-vis de la société.

Une rationalisation des méthodes s'impose donc. Il est toutefois évident qu'elle ne sera acquise qu'au prix d'une lourdeur accrue des procédures, comme l'illustre fort bien l'approche de GEHU et GEHU (1981a).

Sans trop empiéter sur le dernier chapitre qui situera la recherche des méthodes dans une perspective d'ensemble, on peut ici indiquer les principaux types de critères intrinsèques qui seraient à prendre en compte.

A l'échelle des écosystèmes, les critères envisageables concernent soit la composition spécifique (flore, faune), soit l'organisation des systèmes en tant que tels. Dans le premier cas un indicateur évident est la richesse spécifique, même si la signification profonde de celle-ci reste à comprendre. D'un point de vue pratique, les inventaires doivent être faits, bien entendu, pour des groupes permettant des observations et des déterminations faciles. En outre, il peut être important d'apprécier le degré de rareté des espèces (ou des sous-espèces), bien que cela ne soit pas facile. Dans le second cas, le critère à considérer en premier est d'ordre typologique : il faut définir l'assemblage d'espèces observé. En milieu continental, la phytosociologie et la phytocologie peuvent fournir les méthodes nécessaires ; en milieu marin, des démarches analogues sont envisageables sur les peuplements benthiques aussi bien végétaux qu'animaux. Le classement typologique sera dans tous les cas d'autant plus intéressant qu'il fera mieux apparaître les caractéristiques structurales, fonctionnelles et dynamiques majeures des écosystèmes observés. De ce point de vue, la démarche proposée par AMOROS *et al.* (1982) est exemplaire. Un deuxième critère à prendre en compte, une fois le classement effectué, est le degré de rareté de l'ensemble fonctionnel observé. Ceci soulève toutefois les mêmes problèmes que dans le cas des espèces : il faut en effet exprimer ce degré par rapport à un espace de référence, dont le choix peut faire appel aussi bien à des raisons administratives que biogéographiques.

A l'échelle des écosystèmes, les critères relatifs à la composition spécifique sont à nouveau à utiliser, qu'il s'agisse de la richesse spécifique de certains groupes ou du degré de rareté des espèces. On peut de même prendre en compte le degré de rareté des groupements. A ce stade de l'évaluation, il suffit de cumuler les données obtenues pour les divers écosystèmes constitutifs. Au-delà, il faudrait définir des critères exprimant les traits structuraux et fonctionnels majeurs des écosystèmes, par exemple la diversité des cellules isofonctionnelles, celle des interfaces, ou encore la diversité géomorphologique.

D — CONCLUSIONS

L'écologie des paysages et des écosystèmes est en encore à ses débuts et, si les concepts ne manquent pas, les études précises sont encore rares (BLONDEL, 1986). Néanmoins, comme l'écrit celui-ci, « un riche avenir lui est promis et son importance théorique et appliquée à la gestion et à la conservation de l'environnement est considérable ».

En France tout particulièrement l'écologie des systèmes d'écosystèmes est effectivement à ses premiers pas. Il est donc normal que la bioévaluation à l'échelle des écosystèmes soit véritablement balbutiante, ce qui explique le caractère assez hétéroclite du présent chapitre.

Évaluer des systèmes écologiques suppose tout d'abord l'existence d'une typologie. Nous reprendrons ce problème, dont l'importance a été soulignée par exemple par SERVAN (1982), dans le prochain chapitre. Constatons simplement ici qu'il y a besoin de méthodes normalisées de description des écosystèmes et des écosystèmes. En l'état actuel, pour ce qui est du domaine continental, la phytosociologie et la symphytosociologie sont les disciplines les mieux à même d'offrir une méthodologie rationnelle. Elles ont évidemment l'inconvénient de ne pas exprimer directement certains traits structuraux et fonctionnels majeurs, mais la phytosociologie a en tout cas l'avantage de désigner des entités dont on a l'assurance qu'elles sont « isofonctionnelles », même si on en connaît encore mal le fonctionnement.

Afin de mieux saisir la structure des écosystèmes, des approches comme celles de BAUDRY et BAUDRY-BUREL (1982, 1985) méritent d'être développées. L'on devrait en parallèle rechercher quels bioindicateurs pourraient intégrer les caractéristiques de l'organisation des écosystèmes. Les Oiseaux sont indiscutablement les meilleurs candidats à cette fonction, mais il faudrait davantage d'études méthodologiques montrant quels descripteurs seraient les plus utiles en fonction des informations recherchées : la richesse spécifique, la diversité interbiotiques ou la distribution d'abondance, par exemple, ne fournissent pas exactement les mêmes indications.

Les écosystèmes correspondent indiscutablement à l'échelle la plus pertinente pour poser les problèmes de gestion, donc d'organisation rationnelle des rapports entre les hommes et les milieux. Au-delà du diagnostic purement typologique, il faut donc caractériser l'impact des activités humaines existantes et évaluer les diverses composantes d'un écosystème vis-à-vis des usages que l'on peut en faire, de la conservation à la suppression. C'est pourquoi j'ai évoqué dans ce chapitre les méthodes de bioévaluation du degré d'artificialisation des milieux et celles qui permettent de caractériser la pollution de l'atmosphère. Il serait souhaitable que les premières se développent à des fins cartographiques : des cartes faisant apparaître l'intensité de l'artificialisation constituent des outils performants de diagnostic (GEHU et GEHU, 1981b).

Les méthodes d'évaluation de la pollution atmosphérique à l'aide des Lichens épiphytes offrent également des possibilités de cartographie. A condition d'utiliser une grille d'observation suffisamment serrée, elles peuvent montrer l'influence des sources polluantes sur les écosystèmes en fonction de la distance et de la configuration spatiale de l'écosystème (topographie, rugosité), celle-ci conditionnant la circulation des flux atmosphériques. Cartes d'artificialisation et cartes de pollutions permettraient ainsi de cerner de façon objective certaines pressions d'origine anthropique et contribuer ainsi à la hiérarchisation des milieux.

Les problèmes que pose celle-ci ont été évoqués aux travers de la présentation de quelques échelles de cotation. L'un des plus importants concerne l'espace de référence au sein duquel la hiérarchisation est faite. Celle-ci étant un guide pour la gestion, elle est le plus souvent réalisée dans des espaces définis pour des raisons administratives. Il serait souhaitable qu'elle soit d'abord faite à l'échelle de territoires ayant une suffisante unité écologique et humaine, donc d'écosystèmes convenablement délimités (même si l'on sait les difficultés qu'il peut y avoir à préciser des limites entre systèmes écologiques). C'est ainsi que le degré de rareté de sous-espèces, d'espèces ou de groupements pourrait être défini dans un premier temps. Il pourra être exprimé ensuite en considérant les espaces administratifs à différentes échelles (du territoire communal au territoire national), mais en tenant compte de l'intersection de ceux-ci avec les aires de distribution complètes des entités considérées.

Dans le même esprit, la hiérarchisation des milieux devrait prendre en compte un aspect structural important de l'écosystème : la taille et la forme de chaque écosystème, la nature des interfaces qui le limitent, sa distance aux écosystèmes de même nature les plus proches, sont en effet des caractéristiques essentielles à évaluer, car elles conditionnent les possibilités de renouvellement de l'écosystème, qu'elles lui soient propres ou dépendent des écosystèmes équivalents voisins.

Ces quelques observations sont loin d'épuiser le sujet, mais elles suffisent à montrer l'importance des recherches fondamentales sur la structure et le fonctionnement des écosystèmes pour produire les bases d'une bioévaluation vraiment rationnelle. Il n'est cependant pas toujours possible d'attendre les résultats de la recherche, car la demande de procédures de hiérarchisation est souvent pressante. L'empirisme ne peut donc être évité. Il se traduit par le choix de critères aussi pratiques que possible, mais dont on n'a pas la certitude qu'ils soient les plus pertinents. L'essentiel est en tout cas de définir des procédures claires et reproductibles, excluant les appréciations subjectives.

RÉFÉRENCES

- AMOROS (C.), RICHARDOT-COULET (M.) & PAUTOU (G.), 1982. — Les « ensembles fonctionnels » des entités écologiques qui traduisent l'évolution de l'hydrosystème en intégrant la géomorphologie et l'anthropisation (exemple du Haut-Rhône français). *Rev. Géogr. Lyon*, 57 (1), 49-62.
- ANDRE (H. M.), BOLLY (C.) & IEBRUN (P.), 1982. — Monitoring and mapping air pollution through an animal indicator : a new and quick method. *Journal of Applied Ecology*, 19, 107-111.
- ANSEAU (C.), 1985. — Les unités symphytosociologiques, bases de l'analyse du paysage. In : BERDOULAY (V.) & PHIPPS (M.) eds. *Paysage et système*. Editions de l'Université d'Ottawa, 33-39.
- ASTA (J.), 1981. — Les Lichens, indicateurs de pollution fluorée dans les vallées alpines : établissement de cartes d'isopollution. In *Ecologie appliquée : indicateurs biologiques et techniques d'études*, journées d'études, Grenoble, 13-14 novembre 1980, Association Française des Ingénieurs Ecologues, Manvilliers, 26-37.
- BARBALIC (J.), 1979. — Epifitski, lisaji u centru grada Zagreba. *Poljoprivredna znanstvena smotro, Agricuture conspectus Scientificus*, 48, 58, 41-45.
- BAUDRY (J.) & BAUDRY-BUREL (F.), 1982. — La mesure de la diversité spatiale. Relations avec la diversité spécifique. Utilisation dans les évaluations d'impact. *Acta Oecol., Oecol. Applic.*, 3 (2), 177-190.
- BAUDRY (J.) & BUREL (F.), 1985. — Système écologique, espace et théorie de l'information. In : BERDOULAY (V.) & PHIPPS (M.) eds. *Paysage et système*. Editions de l'Université d'Ottawa, 87-102.
- BERDOULAY (V.) & PHIPPS (M.) eds., 1985. — *Paysage et système*. Editions de l'Université d'Ottawa, 187 p.
- BERTRAND (G.), 1978. — Le paysage entre la nature et la société. *Revue géographique des Pyrénées et du Sud-Ouest*, 49 (2), 239-258.
- BLANDIN (P.) & LAMOTTE (M.), 1985. — Ecologie des systèmes et aménagement : fondements théoriques et principes méthodologiques. In : LAMOTTE (M.) éd. *Fondements rationnels de l'aménagement du territoire*. Masson, Paris, 139-162.
- BLONDEL (J.), 1979. — *Biogéographie et écologie*. Masson, Paris, 173 p.
- BLONDEL (J.), 1981. — *Écologie et gestion de l'espace naturel, l'apport du « modèle-oscax »*. In : *Ecologie appliquée : indicateurs biologiques et techniques d'études*, journées d'études, Grenoble, 13-14 novembre 1980, Association Française des Ingénieurs Ecologues, Manvilliers, 71-91.
- BLONDEL (J.), 1986. — *Biogéographie évolutive*. Masson, Paris, 221 p.
- BLONDEL (J.), FERRY (C.) & FROCHOT (B.), 1973. — Avifaune et végétation : essai d'analyse de la diversité. *Alauda*, 41, 63-84.
- BOURNAUD (M.), 1979. — *L'espace étang dans ses rapports avec l'avifaune modificatrice*. Rapport contrat Ministère de l'Environnement n° 76-87, 79 p.
- BOURNEIRAS (M.), 1981. — Les critères de cotation des milieux naturels utilisés dans l'inventaire écologique du département de l'Aisne. In : GEHU (J. M.) & PELT (J. M.) eds. *L'évaluation biologique du territoire par la méthode des biocoenoses*. Institut Européen d'Ecologie, Metz, 69-74.
- BROSSELIN (M.), 1974. — Échelle de cotation des espaces naturels. *Le Courrier de la Nature*, 30, 66-72.
- BRUNEL (E.) & CANCÉLA DA FONSECA (J. P.), 1979. — Concept de la diversité dans les écosystèmes complexes. *Bull. Ecol.* 10 (2), 147-163.
- CANCÉLA DA FONSECA (J. P.) & DRACH (A.), 1985. — Un modèle spatio-dynamique du paysage. In : BERDOULAY (V.) & PHIPPS (M.) eds. *Paysage et système*. Editions de l'Université d'Ottawa, 103-110.
- CHRISTIAN (C. S.), 1959. — The Eco-Complex in its importance for agricultural assessment. *Biogeography and Ecology in Australia*, Series Monographiae Biologicae, 7, 567-605.
- CLAISSE (R.) & GEHYU (J. M.), 1978. — Application de la méthode phytocécologique à l'analyse des paysages urbains et ruraux. In : TUXEN (R.) éd. *Assoziationskomplexe (Sigmeten) und ihre praktische anwendung*, Vaduz, Cramer, 363-374.
- CLAVREUL (D.), 1984. — Contribution à l'étude des interrelations paysages/peuplements faunistiques en région de grande culture : les conséquences de l'intensification agricole sur les peuplements de Coléoptères carabiques et d'Oiseaux dans le Noyonnais (Oise). Thèse de Doctorat de 3ème cycle, Université de Rennes I, 317 p.
- DELZENNE-VAN HALUWYN (C.), 1973. — Contribution à l'étude de la distribution des lichens épiphytes dans le Nord de la France : application au problème de la pollution atmosphérique. Thèse Doct. Etat Pharmacie, Univ. Lille, 162 p.
- DELZENNE-VAN HALUWYN (C.), 1978. — Application de la bryocécologie à l'évaluation des pollutions atmosphériques acides dans la région Nord-Pas-de-Calais. Rapport de contrat, Conseil scientifique de la faculté de pharmacie de Lille, 16 p.
- DERUELLE (S.), 1978. — Les Lichens et la pollution atmosphérique. *Bull. Ecol.*, 9 (2), 87-128.
- DERUELLE (S.), 1981. — Utilisation des Lichens comme indicateurs biologiques de la pollution atmosphérique. In : *Ecologie appliquée : indicateurs biologiques et techniques d'études*, journées d'études, Grenoble, 13-14 novembre 1980, Association Française des Ingénieurs Ecologues, Manvilliers, 17-25.
- DERUELLE (S.), 1983. — *Ecologie des Lichens du Bassin parisien*. Impact de la pollution atmosphérique (engrais, SO₂, Pb) et relations avec les facteurs climatiques. Thèse d'Etat, Paris, 360 p. et annexe 202 p.
- DE SLOOVER (J. R.), 1964. — Végétaux épiphytes et pollution de l'air. *Rev. Quest. Scient.*, 25, 531-561.
- DE SLOOVER (J. R.), 1971. — Groupes écologiques, combinaisons d'espèces indicatrices et tolérance à l'égard des pollutions chez les Lichens épiphytes. In : *Bioindicators of Landscape deterioration*, Praha, 1970, 18-24.
- DIXON (J.) & KELLY (D.), 1979. — A study of Jamaican lichens. In : *Proceedings of a Symposium on Environmental Studies in Jamaica*, 25-26 May 1979, Davis ed., Mona, Jamaïque, 193-200.
- DUCRUC (J. P.), 1985. — Le « système écologique » : un niveau privilégié du paysage. In : BERDOULAY (V.) & PHIPPS (M.) eds. *Paysage et système*. Editions de l'Université d'Ottawa, 23-32.

- DUVAL (J.), 1981. — Adjonction d'un critère «M» (valeur écosystémique d'un milieu) à l'échelle de cotation des milieux naturels de Lucas. In : GEHU (J.M.) & PELT (J.M.) eds : *L'évaluation biologique du territoire par la méthode des indices bioécologiques* Institut Européen d'Ecologie, Metz, 51-55.
- ERDELEN (M.), 1982. — Der Brutbestand terrestrischer Vogelarten als Indikator von Umweltbelastungen. *Decheniana Beihefte*, Bonn, 26, 186-192.
- ERDELEN (M.), 1984. — Bird communities and vegetation structure : I. Correlations and comparison of simple diversity indices. *Oecologia* (Berlin), 61, 277-284.
- FEIGE (G.B.), 1982. — Niedere Pflanzen — speziell Flechten — als Bioindikatoren. *Decheniana-Beihefte*, (Bonn), 26, 23-30.
- FORMAN (R.T.T.), 1981. — Interaction among landscape elements : a core of landscape ecology. *Proc. Int. Congr. Neth. Soc. Landscape Ecol.*, Veldhoven, 1981. Pudoc, Wageningen, 1981, 35-48.
- FORMAN (R.T.T.) & GODRON (M.), 1981. — Patches and structural components : for a landscape ecology. *Bioscience*, 31, 733-740.
- FROCHOT (B.), 1979. — Une étude de l'effet de lisière : dénombrement des oiseaux nicheurs sur un quadrat en lisière de forêt et de culture. *Le Jean le Blanc*, 18, 1-18.
- GEHU (J.M.), 1979. — Pour une approche nouvelle des paysages végétaux : la synthétosociologie. *Bull. Soc. bot. Fr.*, 126, *Lettres bot.*, 1979 (2), 213-223.
- GEHU (J.M.) & GEHU (J.), 1981 a. — Essai d'objectivation de l'évaluation biologique des milieux naturels. Exemples littoraux. In : GEHU (J.M.) & PELT (J.M.) eds : *L'évaluation biologique du territoire par la méthode des indices bioécologiques*. Institut Européen d'Ecologie, Metz, 75-94.
- GEHU (J.M.) & GEHU (J.), 1981 b. — Essai d'évaluation phytocœnotique de l'artificialisation des paysages. In : GEHU (J.M.) & PELT (J.M.) eds : *L'évaluation biologique du territoire par la méthode des indices bioécologiques*. Institut Européen d'Ecologie, Metz, 95-118.
- GUTTE (P.), HALLEBACH (M.) & KOHLER (H.), 1976. — Untersuchungen über die Verbreitung epiphyter Flechten zur Feststellung des Umfanges der Luftverunreinigung im Leipziger Raum. *Hercynia*, N.F., 13, 446-458.
- HAWKSWORTH (D.L.), 1973. — Mapping studies. In : *Air Pollution and Lichens*, Athlone Press, Londres, 38-76.
- HAWKSWORTH (D.L.) & ROSE (F.), 1970. — Qualitative scale for estimating sulphur dioxide air pollution in England and Wales using epiphytic lichens. *Nature*, 227, 145-148.
- HOPP (U.) & KAKPFFEN (L.), 1981. — Einige Aspekte zur immisions bedingten Verbreitung von Flechten in Stadtgebiet von Würzburg. *Ber. Bayer. Bot. Ges.*, 52, 15-24.
- JOHNSON (D.W.), 1979. — Air pollution and the distribution of corticolous lichens in Seattle, Washington. *Northwest Sc.*, 53 (4), 257-263.
- JONES (M.P.), CATARINO (F.M.), SERGIO (C.) & BENTOPE REIRA (F.), 1981. — The Sines industrial complex monitoring programme : a preliminary report. *Environ. Monit. Assess.* 1 (2) 163-173.
- LAMBINON (J.), 1973. — Indicateurs biologiques de la pollution de l'air. *Économie et Médecine Animales*, 14 (1), 21-31.
- LAUNDON (J.R.), 1973. — Urban lichen studies. In : *Air Pollution and Lichens*, Athlone Press, Londres, 109-123.
- LEBLANC (F.) & DE SLOOVER (J.), 1970. — Relation between industrialization and the distribution and growth of epiphytic lichens and mosses in Montréal. *Can. J. Bot.*, 48, 1483-1486.
- LEBRETON (P.), 1979. — Analyse et synthèse de l'écosystème domestique, à partir de son analyse nificatrice. *Le Bievre*, 1 (1), 27-44.
- LEBRUN (P.), 1976. — Effets écologiques de la pollution atmosphérique sur les populations et communautés de microarthropodes corticoles (Acaréens, Collembolés et Pterygotes). *Bull. Ecol.*, 7 (4), 417-430.
- LEROND (M.), 1978. — Courbes d'isopollution de la région de Rouen obtenues par l'observation des Lichens épiphytes. *Bull. Soc. Linn. Normandie*, 106, 73-84.
- LEROND (M.), 1979. — Courbes d'isopollution de la région du Havre et de l'estuaire de la Seine obtenues par l'observation des Lichens épiphytes. *Actes Mus. Rouen*, 1979-2, 17-23.
- LEROND (M.), 1980. — Lichénogéographie de la Basse Seine Application à la cartographie de la pollution atmosphérique. *Actes Mus. Rouen*, 1980-3, 35-69.
- LEROND (M.), 1981. — *Les Lichens épiphytes en Normandie orientale. Distribution, sociologie et application à la cartographie de la pollution atmosphérique*. Thèse de l'Université de Rouen Haute Normandie, 2 fasc., 300 p.
- LEROND (M.), 1984. — Utilisation des Lichens pour la cartographie et le suivi de la pollution atmosphérique. *Bull. Ecol.*, 15 (1), 7-11.
- LEROND (M.) & VAN HALUWYN (C.), 1981. — Les indicateurs biologiques et le développement : les lichens. In : *Ecologie et Développement*, C.N.R.S., Paris, 121-126.
- LONG (G.), 1974-1975. — *Diagnostic phyto-écologique et aménagement du territoire*. Tomes I et II, Masson, Paris.
- LUCAS (A.), 1973. — Une échelle de cotation de milieux naturels. *Penn ar Bed*, 72, 1-5.
- MENDEZ (O.I.) & FOURNIER (L.A.), 1980. — Los líquenes como indicadores de la contaminación atmosférica en el área metropolitana de San José, Costa Rica. *Rev. Biol. Trop.*, 28, 31-39.
- OLECH (M.) & DUDEK (K.), 1981. — Epiphytic lichens of Skawina (Southern Poland). *Pr. bot. (Zeszyt. Uniw. Jagielloński n° 566)*, 8, 173-189.
- OZENDA (P.), 1986. — *La cartographie écologique et ses applications*. Masson, Paris, 160 p.
- RIEUX (R.), 1977. — Végétation lichénique et pollution atmosphérique dans la zone de Fos-sur-Mer. Premières observations. *Bull. Mus. Hist. Nat. Marseille*, 37, 93-107.
- RODA (F.), 1979. — Epífitos y contaminación atmosférica en los alrededores de Sabadell (Cataluña). *Mediterranea*, 3, 23-68.
- ROGERS (R.W.), 1977. — The «city effect» on lichens in the Brisbane area. *Search*, 8 (3), 75-77.
- ROSE (F.), 1970. — Lichens as pollution indicators. *Your Environment*, London, 1 (5), 185-189.
- ROSE (C.I.) & HAWKSWORTH (D.L.), 1981. — Lichen recolonization in London's cleaner air. *Nature*, 289, 289-292.
- ROTH (R.R.), 1976. — Spatial heterogeneity and bird species diversity. *Ecology*, 57, 773-782.
- ROUX (A.L.), éd., 1982. — *Cartographie polythématique appliquée à la gestion écologique des eaux. Étude d'un hydrosystème fluvial. le Haut-Rhône français*. Édité. C.N.R.S., FIREN, Centre Régional Publ. Lyon, 113 p. + 2 cartes.
- SEAWARD (M.R.D.), 1980. — The use and abuse of heavy metal bioassays of lichens for environmental monitoring. In : SPALLENY (J) ed : *Proc. II Int. Conf. Bioind. Deterior. Regions*, 12-16 sept. 1977, Liblice, 375-384.
- SERGIO (C.) & BENTO PEREIRA (F.), 1980-81. — Liques e Brófitos como bioindicadores da poluição atmosférica. I. Utilização de uma escala qualitativa para Lisboa. *Bol. Soc. Broter*, 34, 291-303.
- SERVAN (J.), 1982. — Typologie des milieux naturels. In : BENEST (G.) éd. : *L'ordre et le tourisme de nature*. Fédération Française des Sociétés de protection de la nature, Paris, 3-10.
- SHOWMAN (R.E.), 1981. — Lichen recolonization following air quality improvement. *Bryologist*, 84 (4), 592-497.

- SOCHTING (U.) & JOHNSON (I.), 1978. — Lichen, transplants as biological indicators of SO₂ air pollution in Copenhagen. *Bull Environ Contam Toxicol*, 19 (1), 1-7.
- SPITZ (F.), 1983. — Utilisation des peuplements de passereaux comme indicateurs biologiques. *15e Congres. Int. Fauna Cynegetica y sylvestre*. Trujillo (Esp), 441-453.
- STEBING (L.), 1971. — Lichens as indicators for immission load in the urban region of Frankfurt/M. *Staub-Reinhaltung der Luft*, 31 (1), 28-32.
- STEBING (L.) & KIRSCHBAUM (U.), 1982. — Bioindikation von Luftschadstoffen im Ballungsraum Frankfurt/M. mittels Flechten und hoeherer Pflanzen. *Staub*, 42 (7), 273-280.
- SUGIYAMA (K.), KUROKAWA (S.) & OKADA (G.), 1976. — Studies on lichens as a bioindicator of air pollution. I. correlation of distribution of *Parmelia tinctorum* with SO₂ air pollution. *Jap J. Ecol*, 26, 209-219.
- SVENSSON (S.), 1970. — Bird census work and environmental monitoring. In: *Swedish Natural Science Research Council. Ecological Research Committee*. Stockholm. Bull. n°9, 51 p.
- THROWER (S.L.), 1980. — Air pollution and lichens in Hong Kong. *Lichenologist*, 12, 305-311.
- TIPS (W.E.J.), 1984. — A review of landscape evaluation in Belgium and some implications for future research. *Journal of Environmental Management*, 18, 57-71.
- TJALKINGIJ (S.P.) & DE VEER (A.A.), eds, 1981. — *Perspectives in Landscape Ecology*. Wageningen, Pudoc.
- TOMBAL (P.) & MÉRIAUX (J.L.), 1981. — Contribution à une méthode propre à inventorier, évaluer et hiérarchiser les sites naturels à l'échelle régionale et nationale. In: GEHU (J.M.) & PELT (J.M.) eds; *L'évaluation biologique du territoire par la méthode des indices biocoenotiques*. Institut Européen d'Ecologie, Metz, 57-67.
- TROLL (C.), 1968. — Landschaftsökologie. In: TUXEN (R.) ed.: *Pflanzensoziologie und Landschaftsökologie*. Verlag Dr. W. Junk, Den Haag, 1-21.
- TROPPEMEIR (H.), 1977. — Estudo biogeográfico de liquens como vegetais indicadores de poluição aerea da cidade de Campinas. — *SP. Geografia*, 2 (4), 1-38.
- TUXEN (R.), 1973. — Vorschlag zur Aufnahme von Gesellschaftskomplexen in potentiell natürlichen Vegetationsgebieten. *Acta Botanica Scientiarum Hungaricae*, 19, 379-384.
- VINCENT (J.P.), 1968. — *Contribution à l'étude et à la cartographie de la pollution atmosphérique de la ville de Toulouse à l'aide des épiphytes et épilithes*. Thèse 3ème Cycle, Université de Toulouse, 174 p.
- WILSON (M.F.), 1974. — A vian community organization and habitat structure. *Ecology*, 55, 1017-1029.
- ZIMNY (H.) & KUCINSKA (K.), 1974. — Porosty Warszawy jako biowskazniki zaburzeni środowiska miejskiego. *Przegląd Informacyjny*, 10, 13-21.

CHAPITRE VI

BIOÉVALUATION ET BIOINDICATEURS : QUELLES PERSPECTIVES ?

L'objectif du présent travail était de réaliser « la synthèse et l'évaluation des recherches sur la mise au point d'indicateurs biologiques permettant de caractériser l'état et les transformations des écosystèmes ». Sans nul doute, prétendre à l'exhaustivité eût été utopique. En revanche, il était possible d'établir un large panorama des recherches pour illustrer l'essentiel des méthodes de bioévaluation existantes.

Le bilan d'ensemble laisse une impression mitigée. Certes, il existe des méthodes qui semblent prometteuses ou font déjà l'objet d'utilisations régulières, mais il faut reconnaître que nombre de recherches sur les bioindicateurs sont loin de déboucher sur des méthodes de diagnostic opérationnelles.

Au terme de ce travail, il se dégage quelques problèmes majeurs qui conditionnent le développement d'une véritable bioévaluation. L'objectif du diagnostic écologique est, rappelons-le, de rendre possible des décisions de gestion, grâce à une détermination méthodique de la nature et de l'état des écosystèmes et à l'appréciation de leurs évolutions possibles au sein des écosystèmes dont ils font partie. Que faut-il donc entendre par « nature », « état » et « évolution » d'un écosystème ? Ces problèmes ont été abordés dans le premier chapitre, mais comme ce sont peut-être les concepts les plus fondamentaux de l'écologie qui sont en cause, la réflexion à leur sujet se poursuivra encore longtemps ! Les autres problèmes sont d'ordre méthodologique : à supposer que les premiers aient été clarifiés, on peut alors envisager les conditions à respecter pour mettre au point des méthodes de bioévaluation pratiques et fiables.

Ces problèmes devraient maintenant faire l'objet de réflexions entre spécialistes des divers domaines de l'écologie, en vue de définir des axes de recherche à favoriser. Je me limiterai ici à proposer quelques pistes qui mériteraient d'être explorées plus avant.

I — DYNAMIQUE DES SYSTÈMES ÉCOLOGIQUES ET TYPOLOGIE

De nombreuses recherches sur les forêts tempérées et tropicales montrent le rôle essentiel de certaines perturbations dans le renouvellement de ces écosystèmes, qu'il s'agisse des ouvertures provoquées par la chute d'individus isolés (chablis) ou de destructions de plus grande ampleur, dues par exemple à des ouragans. BLONDEL (1986) (1) en a proposé

une vue synthétique qui l'a conduit à introduire le concept de *métaclimax*, dont je transposerai la définition de la façon suivante :

Au sein d'un écosystème, les écosystèmes représentant les divers stades successionnels d'une même série dynamique (donc appartenant à un même *sigmetum*) forment un *métaclimax* si leur agencement spatial assure une connectivité suffisante pour qu'en chaque point la succession puisse arriver à son terme, selon une dynamique spontanée qui contribue ainsi à la pérennité de l'ensemble.

Cette dynamique affecte un stock déterminé d'espèces végétales et animales, stock qui est le produit d'une certaine histoire évolutive. À l'échelle de temps de la dynamique successionnelle, ce stock reste stable. Il peut changer, en revanche, à une échelle de temps bien plus longue, du fait d'une dynamique évolutive engendrant extinctions, extensions et spéciations.

La distinction de ces deux échelles de temps permet de dépasser l'opposition mise en relief au chapitre I entre théorie climacique et théorie de stratégies adaptatives. Il est alors possible de mieux cerner les objectifs du diagnostic écologique.

En toute rigueur, si un *métaclimax* est soumis à une dynamique évolutive transformant son stock d'espèces, le cycle successional qui assure son renouvellement à court terme ne se boucle pas. Néanmoins, si la dynamique évolutive est très lente, on peut dans la pratique admettre l'existence d'un cycle qu'il est alors possible de caractériser par un ensemble d'états successifs statistiquement définis. Au sein d'un *métaclimax*, en un lieu donné et pendant une certaine durée, on peut observer un assemblage d'espèces formant un écosystème concret, assimilable à l'un de ces états. Nous dirons que tout écosystème qui, par ses caractères structuraux et fonctionnels, s'inscrit dans une série dont il suit spontanément la dynamique naturelle correspond à un « état sériel ».

Les interventions humaines dans un écosystème peuvent avoir plusieurs types de conséquences vis-à-vis de la dynamique des successions assurant le renouvellement des *métaclimax*. À l'échelle d'une station, elles peuvent induire un système écologique situé plus précocement dans une série que l'écosystème initialement en place, mais qui peut correspondre à un état sériel bien défini, par rapport auquel il ne présente pas de modification sensible. Des perturbations physico-chimiques du milieu et des changements de la composition spécifique peuvent en outre écarter plus ou moins l'écosystème de son état sériel. Enfin, des modifications de la structure de l'écosystème, en isolant l'écosystème considéré

(1) BLONDEL (J.), 1986 — *Biogéographie évolutive* Masson, Paris, 221 p.

des autres composants du métaclimax dont il fait partie, peuvent réduire ses possibilités de participation au cycle successional.

Le diagnostic, considérant un écosystème sur une courte échelle de temps, aura donc pour objectif d'apprécier l'adéquation de ce système à un état sériel déterminé et d'apprécier ses possibilités à passer spontanément par les états suivants. Ceci suppose l'obtention d'informations à la fois sur la structure et le fonctionnement de l'écosystème et sur l'organisation de l'écocomplexe où il est inséré.

Le diagnostic peut aussi envisager d'apprécier la capacité d'un écosystème à s'ajuster, par des transformations plus ou moins profondes, à des changements durables de l'environnement tout en conservant ses possibilités de participer à une série dynamique dont les différents stades, corrélativement, se transforment aussi. C'est cette capacité qui peut être évaluée dans le cadre d'une théorie comme celle des stratégies adaptatives, mais on entre là dans un domaine beaucoup plus spéculatif.

Ces diverses considérations pourraient ouvrir de nouvelles perspectives en ce qui concerne les recherches d'ordre typologique. Il est tout d'abord nécessaire d'envisager une typologie des métaclimax s'appuyant sur une caractérisation des séries dynamiques établie sur des bases statistiques. La mise en évidence d'états sériels suffisamment durables permettrait ensuite d'établir une typologie des écosystèmes exprimant clairement leur position dans les dynamiques successionales.

Dans le cas des milieux continentaux, la phytosociologie et la symphytosociologie offrent actuellement les meilleures possibilités pour construire des typologies rationnelles. Toutefois, elles imposent peut-être un cadre trop rigide et elles comportent un risque de conflits d'ordre nomenclatural, superfétatoires dans le cadre de diagnostics localisés.

Cependant, le classement typologique des écosystèmes en tant qu'états sériels ne suffit pas, car, on l'a vu, l'appréciation de leurs potentialités doit tenir compte de leur agencement spatial et de la structure des interfaces qui en résultent. L'analyse structurale et fonctionnelle des écosystèmes, outre son intérêt fondamental, apparaît ainsi comme un thème de recherche majeur pour l'application efficace de l'écologie à la gestion du patrimoine naturel.

II — LA QUALITÉ DES SYSTÈMES ÉCOLOGIQUES : UN CONCEPT VIDE ?

La figure 5 (chap. I) maintenait volontairement une certaine ambiguïté entre utilisation des indicateurs à des fins typologiques et diagnostic de qualité. Tout au long du présent travail, cette ambiguïté a été mise en relief. Souvent, le concept de qualité apparaît comme un recours lorsqu'on ne sait pas expliquer l'altération d'un milieu pour une cause simple. On parle alors d'une «baisse de qualité», et les indicateurs biologiques sont supposés donner une estimation de cette baisse.

Ce problème est particulièrement délicat, car, en dernière analyse, c'est le bien-fondé de la bioévaluation qui est en cause. S'il s'agissait qu'un investissement considérable en moyens de recherche n'avait pour autre résultat que de proposer des pseudo-mesures d'une grandeur que l'on reste incapable de définir, la crédibilité de l'écologie comme science génératrice d'applications utiles pourrait être mise en question.

En raison de sa connotation anthropocentrique, le terme de qualité devrait être évité lorsqu'il s'agit d'évaluer les propriétés intrinsèques des systèmes écologiques. Il pourrait

éventuellement servir lorsque l'on envisage l'aptitude de ces systèmes à satisfaire tel ou tel besoin social, par exemple quand on juge de leur adéquation à des normes préétablies.

Si l'on admet la portée générale des concepts de métaclimax et de cycle successional, le vrai problème est celui de la caractérisation de l'écart existant entre l'état d'un écosystème modifié et l'état sériel auquel il correspond. Selon la terminologie employée au chapitre I (fig. 2 et 3), il s'agit d'évaluer une distorsion entre un état théorique et un état réel. C'est ce que prétendent faire les divers indices empiriques présentés dans les chapitres précédents, ainsi que les méthodes utilisant des variations d'indices de diversité ou de structures d'abondance.

Dans la mesure où les états sériels de référence ne peuvent être définis que de façon statistique, il pourrait ne pas y avoir de limite nette entre états encore «naturels» et états déjà modifiés. Si la dynamique de la dérive induite par les facteurs anthropiques ne comporte pas de phénomène de seuil, il est indispensable que la méthode de diagnostic utilisée permette au moins un classement ordonné des écosystèmes en fonction de leur écart à l'état sériel. Des échelles peuvent alors être construites, selon un système arbitrairement défini. Par souci de clarté, il est évidemment préférable d'associer la note la plus basse à la distorsion la plus faible et la plus élevée à la distorsion la plus forte. La notion de distorsion étant plus aisée à comprendre que le concept de qualité, on éviterait ainsi l'emploi d'échelles faisant correspondre leurs notes à différents «niveaux de qualité» impossibles à définir de façon concrète et univoque.

L'accent étant mis sur les phénomènes de distorsion provoqués, directement ou non, par les activités humaines, il devient indispensable de comprendre en quoi les perturbations anthropiques se distinguent des perturbations naturelles qui entretiennent la dynamique des métaclimax.

Si l'on voit bien la différence dans le cas des empoisonnements par les polluants, le problème peut être bien plus subtil quand il s'agit des modifications de la composition et de l'organisation des écosystèmes manipulés par l'homme. On peut en effet concevoir que de telles perturbations soient volontairement provoquées pour maintenir l'existence simultanée de différents états sériels et faciliter ainsi le renouvellement dynamique des métaclimax. L'organisation et le maintien d'une certaine hétérogénéité au sein des écosystèmes peuvent de la sorte constituer un renforcement de leurs potentialités fonctionnelles et adaptatives. On le voit, une réflexion approfondie sur les perturbations en tant qu'outils de gestion ne serait pas inutile.

III — DE L'UTILITÉ DES INDICATEURS BIOLOGIQUES

Ce qui précède permet de mieux cerner l'intérêt et les limites des bioindicateurs. La figure 5 (chap. I) montre que deux grands types de fonctions peuvent leur être assignés.

En premier lieu, des bioindicateurs peuvent servir à la détection et, éventuellement, à la mesure d'un facteur de perturbation précis. Ces indicateurs ne peuvent avoir d'intérêt que s'ils sont spécifiques, justes et suffisamment sensibles.

À propos des bioessais, mais aussi de divers indices empiriques de pollution ou de perturbation physique du milieu, comme le piétinement, nous avons vu combien le problème de la spécificité est difficile, de multiples causes pouvant combiner leurs effets. L'exemple des bioaccumulateurs a, de son côté, montré l'importance de la justesse : si ces organismes peuvent faciliter la détection de polluants précis, il y a en revanche bien des incertitudes quant aux relations existant entre concentration dans les organismes et concentration

dans le milieu. Enfin, la sensibilité des bioindicateurs est le plus souvent insuffisamment testée. Il s'agit pourtant là d'un point essentiel, notamment si l'on souhaite que les bioindicateurs aient une fonction d'alarme. Dans chaque situation, en effet, il faut bien peser les avantages et inconvénients d'un système d'avertissement. Choix des bioindicateurs et mise au point des procédures doivent être faits après la définition d'une cote d'alerte tenant compte des risques encourus par les milieux surveillés et de la balance entre coûts liés soit au déclenchement trop fréquent d'interventions inutiles, soit au contraire à des interventions lourdes parce que trop tardives. On voit combien la notion de seuil est arbitraire, qu'il existe ou non des effets de seuil dans le processus de transformation des écosystèmes perturbés.

Une deuxième fonction possible des bioindicateurs est d'ordre typologique, fonction difficile à dissocier, au plan méthodologique, de celle qui consiste à caractériser l'écart entre l'état actuel d'un écosystème et l'état sériel qui lui correspond. Dans ces domaines, les bioindicateurs peuvent être particulièrement utiles. Encore faut-il pour cela qu'ils satisfassent à un certain nombre de critères. Trop souvent, les auteurs proposant des bioindicateurs ne s'en sont guère préoccupés.

Ces critères sont pourtant assez évidents : un bioindicateur doit être facile à utiliser, avoir un bon pouvoir de discrimination et être fiable. Enfin, il doit pouvoir être utilisé dans un espace géographique aussi étendu que possible.

La facilité d'utilisation implique des méthodes d'échantillonnage standardisées aussi légères que possible et la prise en compte de taxons reconnaissables sans devoir faire appel à de rares spécialistes. L'utilisation d'organismes plus difficiles à échantillonner et à déterminer que d'autres ne devrait donc être proposée qu'une fois la preuve faite de leurs plus grande capacité à satisfaire à d'autres critères.

Le pouvoir de discrimination, par exemple, est important à considérer, aussi bien pour des indicateurs typologiques que pour des indicateurs de distorsion. La fiabilité constitue une autre exigence majeure : un bioindicateur doit être un instrument fidèle, donnant toujours la même information — quelle que soit sa précision — lorsque sont comparées des situations identiques dans l'espace ou dans le temps. Il se dégage chez les chercheurs un large consensus pour reconnaître une plus grande fiabilité aux indicateurs plurispécifiques. Ce consensus ne dispense pas d'une vérification effective de la fiabilité, ce qui est rarement fait : la validation spatio-temporelle des indicateurs écologiques ne semble pas être une préoccupation majeure des chercheurs, alors qu'elle conditionne le passage à la pratique. Il est en particulier nécessaire de définir le champ géographique au sein duquel un bioindi-

cateur est réellement fiable. Plus ce champ est vaste, plus l'indicateur pourra être utile. Toute proposition d'indicateur devrait donc préciser au moins l'étendue vraisemblable de sa zone d'utilisation.

La conception d'un indicateur écologique peut s'appuyer sur des bases théoriques ou suivre une démarche empirique. Cependant les théories sur la structure des communautés ne sont pas si avancées qu'elles permettent d'élaborer des indicateurs à signification vraiment précise. Il est donc peu rentable, sauf exception, d'utiliser par exemple des indices de diversité ou des structures d'abondance, d'autant plus que cela nécessite des échantillonnages exhaustifs exploités au niveau spécifique. En revanche, des études comparatives bien menées peuvent dégager des espèces qui, seules ou diversement combinées, constituent des bioindicateurs pratiques. Si l'objectif est la mise au point d'indicateurs typologiques, l'analyse multivariée des données prises dans le plus grand nombre possible de stations constitue sans doute la meilleure démarche. De même, la mise au point d'indicateurs de distorsion doit s'appuyer sur des comparaisons le long de nets gradients de perturbation, suivies si possible par des études expérimentales, afin de passer du constat de variations concomitantes à la mise en évidence de relations causales effectives. Dans tous les cas, une validation spatio-temporelle est indispensable.

Outils de diagnostic, les indicateurs biologiques ne donnent pas à eux seuls les moyens d'une bioévaluation complète. En effet, s'ils peuvent informer sur un facteur de perturbation précis, contribuer au classement typologique des systèmes écologiques ou caractériser leur degré de transformation, ils ne donnent pas nécessairement des informations sur les évolutions possibles de ces systèmes. De fait, ils ne peuvent avoir une signification dynamique que si l'on dispose au préalable d'une connaissance suffisante de la dynamique spontanée des systèmes écologiques et de leur capacité de restauration lorsqu'ils ont été altérés.

Pour autant, il ne faut pas se contenter d'attendre les progrès de la recherche fondamentale, tandis que la dégradation du patrimoine naturel se poursuit. On doit au moins surveiller les évolutions induites par les activités humaines et en limiter l'impact dès que possible. Dans ce contexte, tout bioindicateur d'une pollution précise ou du degré de distorsion des écosystèmes peut constituer un instrument précieux, dans la mesure où il est réellement pratique et fiable.

Au demeurant, les actions de gestion ne s'organiseront de façon toujours plus rationnelle qu'au fur et à mesure des progrès de l'écologie des écosystèmes, seule à même de faire comprendre le jeu des interactions qui orientent en chaque lieu la dynamique des assemblages d'espèces.



TABLE DES MATIÈRES DU TOME 17, 1986

J. BAUDET. — Dynamique d'une population d' <i>Orchestia cavimana</i> Heller 1865 (Amphipodes, Talitridae) dans l'Ouest de la France : croissance et cycle reproducteur	97
G. BERNARDI. — La vicariance, la pseudovicariance et la convergence allopatrique	145
P. BLANDIN. — Bioindicateurs et diagnostic des systèmes écologiques	215
P. BLANDIN et M. L. CÉLÉRIER. — Dynamique d'une population de l'araignée <i>Brevilabus</i> (?) <i>gillonorum</i> Cornic 1980 (Araneae, Lysosidae) dans une savane tropicale (Lamto, Côte d'Ivoire)	47
P. BONNET. — Exploitation alimentaire et rythmes journaliers d'occupation d'un marais salant (Guérande) par huit espèces de Passereaux en période interuptiale	39
A. BUTET. — Régime alimentaire d'une population de mulots sylvestres (<i>Apodemus sylvaticus</i> L., 1758), dans une lande xéro-mésophile en cours de recolonisation végétale	21
M. DAKKI. — Biotypologie et gradient thermique spatio-temporel : étude sur un cours d'eau du Moyen Atlas (Maroc)	79
R. DELPECH. — A propos des termes de communauté, peuplement et biocénose : une réponse à C.C. EMIG	213
P. DUCHAUFOR et F. TOUTAIN. — Apport de la pédologie à l'étude des écosystèmes	1
C.C. EMIG. — Point de vue sur la définition de l'unité de base en synécologie	61
J.M. GEHU. — La végétation côtière, faits de géosynvicariance atlantico-méditerranéenne	179
J.P. HUGOT. — Étude d'un modèle biogéographique permettant d'expliquer l'apparition d'espèces vicariantes chez certains Oxyures parasites de Rongeurs	173
M. KENTOURI, P. DIVANACH. — Spectres alimentaires des larves de Sparidés en conditions contrôlées. 1. Sélectivité spécifique du sar <i>Diplopus sargus</i>	71
M. LAMOTTE. — Les peuplements insulaires, modèles pour l'étude de l'évolution ?	121
F. LESCOURRET, M. GENARD. — Consommation des graines de pin à crochets (<i>Pinus uncinata</i> Miller ex Mirbel) par les petits Vertébrés en Néouvielle (Hautes-Pyrénées) : Approche quantitative et variation spatiale	11
W.R. LOURENÇO. — La vicariance biogéographique : exemple chez les Scorpions néotropicaux	161
D. LOUSTAU, J.C. PELLERIN. — Répartition et activités du chevreuil (<i>Capreolus capreolus</i> L.) dans une forêt périurbaine	109
P. PESSON. — Exemples de vicariance chez les pollinisateurs. Incidence sur l'isolement de races ou d'espèces chez les Angiospermes	195
N. POINSOT-BALAGUER, E. TABONE. — Étude d'un écosystème forestier méditerranéen. 2. Les Collembolles d'une forêt mixte (chênes-verts; <i>Quercus ilex</i> L., chênes blancs, <i>Quercus pubescens</i> W.) de la région provençale	87
H. SAINT GIRON. — Exemples de vicariance chez les Reptiles	155
C. SASTRE et A. LOURTEIG. — Endémovicariance en Amérique tropicale : implications dans la spéciation	189
Tribune	61, 121, 213
Résumés de thèses	125
Analyses d'ouvrages	57, 135
Vie de la Société	63, 141

TABLE DES MATIÈRES DU TOME 17, 1982

187	188	189	190	191	192	193	194	195	196	197	198	199	200	201	202	203	204	205	206	207	208	209	210	211	212	213	214	215	216	217	218	219	220	221	222	223	224	225	226	227	228	229	230	231	232	233	234	235	236	237	238	239	240	241	242	243	244	245	246	247	248	249	250	251	252	253	254	255	256	257	258	259	260	261	262	263	264	265	266	267	268	269	270	271	272	273	274	275	276	277	278	279	280	281	282	283	284	285	286	287	288	289	290	291	292	293	294	295	296	297	298	299	300	301	302	303	304	305	306	307	308	309	310	311	312	313	314	315	316	317	318	319	320	321	322	323	324	325	326	327	328	329	330	331	332	333	334	335	336	337	338	339	340	341	342	343	344	345	346	347	348	349	350	351	352	353	354	355	356	357	358	359	360	361	362	363	364	365	366	367	368	369	370	371	372	373	374	375	376	377	378	379	380	381	382	383	384	385	386	387	388	389	390	391	392	393	394	395	396	397	398	399	400	401	402	403	404	405	406	407	408	409	410	411	412	413	414	415	416	417	418	419	420	421	422	423	424	425	426	427	428	429	430	431	432	433	434	435	436	437	438	439	440	441	442	443	444	445	446	447	448	449	450	451	452	453	454	455	456	457	458	459	460	461	462	463	464	465	466	467	468	469	470	471	472	473	474	475	476	477	478	479	480	481	482	483	484	485	486	487	488	489	490	491	492	493	494	495	496	497	498	499	500	501	502	503	504	505	506	507	508	509	510	511	512	513	514	515	516	517	518	519	520	521	522	523	524	525	526	527	528	529	530	531	532	533	534	535	536	537	538	539	540	541	542	543	544	545	546	547	548	549	550	551	552	553	554	555	556	557	558	559	560	561	562	563	564	565	566	567	568	569	570	571	572	573	574	575	576	577	578	579	580	581	582	583	584	585	586	587	588	589	590	591	592	593	594	595	596	597	598	599	600	601	602	603	604	605	606	607	608	609	610	611	612	613	614	615	616	617	618	619	620	621	622	623	624	625	626	627	628	629	630	631	632	633	634	635	636	637	638	639	640	641	642	643	644	645	646	647	648	649	650	651	652	653	654	655	656	657	658	659	660	661	662	663	664	665	666	667	668	669	670	671	672	673	674	675	676	677	678	679	680	681	682	683	684	685	686	687	688	689	690	691	692	693	694	695	696	697	698	699	700	701	702	703	704	705	706	707	708	709	710	711	712	713	714	715	716	717	718	719	720	721	722	723	724	725	726	727	728	729	730	731	732	733	734	735	736	737	738	739	740	741	742	743	744	745	746	747	748	749	750	751	752	753	754	755	756	757	758	759	760	761	762	763	764	765	766	767	768	769	770	771	772	773	774	775	776	777	778	779	780	781	782	783	784	785	786	787	788	789	790	791	792	793	794	795	796	797	798	799	800	801	802	803	804	805	806	807	808	809	810	811	812	813	814	815	816	817	818	819	820	821	822	823	824	825	826	827	828	829	830	831	832	833	834	835	836	837	838	839	840	841	842	843	844	845	846	847	848	849	850	851	852	853	854	855	856	857	858	859	860	861	862	863	864	865	866	867	868	869	870	871	872	873	874	875	876	877	878	879	880	881	882	883	884	885	886	887	888	889	890	891	892	893	894	895	896	897	898	899	900	901	902	903	904	905	906	907	908	909	910	911	912	913	914	915	916	917	918	919	920	921	922	923	924	925	926	927	928	929	930	931	932	933	934	935	936	937	938	939	940	941	942	943	944	945	946	947	948	949	950	951	952	953	954	955	956	957	958	959	960	961	962	963	964	965	966	967	968	969	970	971	972	973	974	975	976	977	978	979	980	981	982	983	984	985	986	987	988	989	990	991	992	993	994	995	996	997	998	999	1000
-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	------

Le Directeur de la Publication : P. BLANDIN

Tous droits de traduction, d'adaptation et de reproduction par tous procédés réservés pour tous pays

La loi du 11 mars 1957 n'autorisant, aux termes des alinéas 2 et 3 de l'article 41, d'une part, que les copies ou reproductions strictement réservées à l'usage privé du copiste et non destinées à une utilisation collective et, d'autre part, que les analyses et les courtes citations dans un but d'exemple et d'illustration, toute représentation ou reproduction intégrale ou partielle, faite sans le consentement de l'auteur ou des ayants-droits ou ayants-cause, est illicite (alinéa 1er de l'article 40).

Cette représentation ou reproduction, par quelque procédé que ce soit, constituerait donc une contrefaçon sanctionnée par les articles 425 et suivants du Code pénal.

INSTRUCTIONS AUX AUTEURS

Le **Bulletin d'Ecologie** ne publie que les travaux des membres de la Société d'Ecologie ; seuls les manuscrits des auteurs en règle avec le trésorier seront examinés. Tous les articles seront soumis à un comité de lecture.

Les manuscrits, soignés dans le fond et dans la forme, seront fournis en **trois exemplaires** sous leur forme définitive ; ils devront être **entièrement dactylographiés** au recto de feuilles $21 \times 29,7$ avec double interligne et marge de 5 centimètres. Ils devront être préparés en tenant compte de la présentation générale du **Bulletin d'Ecologie**. Ils devront comprendre, dans l'ordre :

Le titre ;

Le nom de l'auteur (ou des auteurs) avec le prénom en entier ;

L'adresse complète ;

Le résumé en français et le summary en anglais, d'une dizaine de lignes chacun au maximum. Les résumés devront indiquer s'il s'agit d'une mise au point ou d'un travail original, et dans ce dernier cas contenir les principaux résultats nouveaux qui seront apportés ;

La traduction en anglais du titre de l'article ;

Les mots-clés : liste succincte de mots significatifs ;

Une proposition de « titre courant » ne dépassant pas une quarantaine de signes ;

Le texte proprement dit avec mise en évidence des sous-titres et paragraphes et la mention dans la marge, au crayon, des passages qui peuvent être composés en petits caractères. Aucune autre indication typographique ne devra être mentionnée à l'exception des noms latins des organismes qui seront soulignés d'un trait et de ceux des auteurs qui seront soulignés de deux traits.

Les tableaux devront être présentés dactylographiés d'une façon correcte afin de pouvoir être clichés directement par l'imprimeur. Ils seront numérotés de 1 à n (en chiffres romains) et munis chacun d'une légende. Les légendes des tableaux seront dactylographiées sur des feuilles distinctes, à la suite.

L'illustration, numérotée de 1 à n devra être conçue en tenant compte du format du **Bulletin d'Ecologie**. Les dessins originaux seront fournis (et non des photocopies). Les illustrations ne devront pas dépasser le format 40×30 cm et être envoyées à plat, non enroulées. La réduction souhaitée sera indiquée au crayon. Les photographies seront numérotées et légendées avec les figures. Les légendes de toutes les figures seront dactylographiées à la suite sur des feuilles séparées.

La bibliographie sera présentée conformément au modèle que l'on peut trouver dans le **Bulletin d'Ecologie**. Les titres des revues et les titres des livres ou des thèses seront soulignés d'un trait.

Les auteurs recevront un seul jeu d'épreuves pour correction. Elles devront être retournées à la rédaction dans un délai de huit jours, accompagnées de la demande de tirés-à-part. **Aucune correction d'auteur ne sera acceptée.** Seules les erreurs typographiques devront être corrigées. Toute modification (ou addition) sera facturée à l'auteur. Si les épreuves ne sont pas retournées dans les délais impartis elles seront corrigées par les soins de la rédaction, ou bien la parution de l'article sera retardée.

Les résumés de thèses devront être dactylographiés selon une présentation que les auteurs peuvent connaître en consultant le **Bulletin d'Ecologie**.

Tous les manuscrits qui ne répondront pas aux normes indiquées ci-dessus seront retournés à leurs auteurs.

SOCIÉTÉ D'ÉCOLOGIE

C/O Secrétariat Faune-Flore
57, rue Cuvier
75231 PARIS CEDEX
Tél. 336.54.22

C.C.P. 30 279 62 D LA SOURCE

TARIF D'ABONNEMENT POUR 1987

PARTICULIERS :	Cotisation	Abonnement	Total
FRANCE ET C.E.E.	60 F	210 F	270 F
AUTRES PAYS	60 F	275 F	335 F
Étudiants et Stagiaires étrangers en France	30 F	100 F	130 F
COLLECTIVITÉS :	H.T.	T.V.A. 4 %	T.T.C.
FRANCE	423,08 F	16,92 F	440 F
Agence et Libraires (remise 10 %)	380,77 F	15,23 F	396 F
ÉTRANGER	442,31 F	17,69 F	460 F
Agences et Libraires (remise 10 %)	398,08 F	15,92 F	414 F

IMPORTANT : Toutes les cotisations doivent être payées directement et de façon impersonnelle à la **SOCIÉTÉ D'ÉCOLOGIE**.

